

Sónia Alexandra Guilhoto Timóteo de Sousa

MODELO MATEMÁTICO DE MORTALIDADE
DE BACTÉRIAS COLIFORMES
EM ÁGUAS COSTEIRAS

Lisboa
2008

Modelo Matemático de Mortalidade de Bactérias Coliformes em Águas Costeiras

Sónia Alexandra Guilhoto Timóteo de Sousa

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em
Ecologia, Gestão e Modelação de Recursos Marinhos

Orientada pelo Professor Doutor João Gomes Ferreira

Lisboa

2008

“Being defeated is often a temporary condition
Giving up is what makes it permanent.”

Marilyn vos Savant

Agradecimentos

Ao Professor Doutor João Gomes Ferreira, pela orientação desta Tese.

Um Bem Ajam aos meus colegas de curso, pelos momentos passados juntos:

Susana, Mafalda, Carla, Sónia, Diogo, Zé, Carla, Sérgio, Sara.

À Filomena por toda a simpatia, apoio, profissionalismo e “desenrascanços”.

À amiguinha Susana pelo companheirismo e boa disposição ao longo do curso e das viagens entre Sines e a capital (Goloooo!!).

Aos colegas e amigos do CIEMAR que possibilitaram todas as escapadelas até à Caparica.

Ao Eduardo Caeiro, pelo apoio e prontidão na encadernação deste trabalho.

À minha Madrinha, pela guarita, apoio, carinho e grande amizade.

Ao Dr. Coelho, pelo caminho.

À tia Zezinha e Lina, pela força e grande empurrão.

Aos meus Pais, ao meu Irmão, às Tias e Tios, aos primos, por todo o apoio, carinho e paciência que têm tido para comigo.

Ao menino das cores.

Ao *Gata* Francisco, por todas as bolas de papel!

E, finalmente, ao Fernando, à Isabel, à Rita, ao Jorge, ao Miguel, ao António, ao Francisco, ao Pedro, ao Miguel, ao Hodie, ao Egas, à Jacinta, à Barbara, à Maria, ao João, ao Paulo, à Teresa, ao Agostinho, ao Raúl ... e a todos aqueles que não consegui ver!

Resumo

A contaminação microbiológica de águas costeiras é um problema que afecta a utilização recreativa e comercial de baías, estuários e zonas costeiras em todo o Mundo. A degradação microbiológica da qualidade da água pode resultar num aumento de risco para a saúde pública, para os utilizadores de zonas recreativas e consumidores de moluscos, resultando frequentemente na interdição de apanha de moluscos nessas zonas.

A descarga de águas residuais no oceano, através de emissários submarinos, constitui ainda uma alternativa viável para muitas povoações localizadas em zonas costeiras. Esses sistemas podem fazer um aproveitamento máximo da capacidade natural de assimilação do ambiente marinho, que funciona como local de tratamento e de descarga.

Este estudo descreve um modelo de águas costeiras, com o intuito de avaliar o impacto da descarga de bactérias pelos emissários submarinos. As bactérias coliformes totais e fecais, utilizadas como indicadores de qualidade de águas balneares sob a Directiva europeia relativa à qualidade de águas balneares, foram utilizadas no modelo matemático utilizando o programa informático PowerSim. É analisado o decaimento de bactérias coliformes, considerando vários factores: diluição inicial, sedimentação, ressuspensão, temperatura da água, radiação solar, salinidade e predação.

A principal conclusão resultante deste estudo, é que os vários factores considerados são relevantes na simulação do decaimento de bactérias coliformes. É sugerido, que os modelos, onde é considerado o T90 como factor fixo de decaimento, possam ser a parametrizados com factores individualizados de decaimento.

Abstract

Bacterial contamination in surface waters of coastal areas is a problem affecting recreational and commercial uses of bays, estuaries and coastal areas throughout the world. Water quality degradation from faecal contamination may result in increased health hazards to recreational users and shellfish consumers, and often results in the closure of shellfish harvesting areas.

The disposal of waste-water effluent to the ocean by means of submarine outfalls represents a viable alternative for the many populations centres of the world located on sea coasts. Such systems can make maximum utilization of the natural assimilating capacity of the ocean water environment which serves a treatment and disposal facility.

This study describes a modelling study of near-shore coastal waters, undertaken to assess the impact of submarine outfalls bacterial inputs. Total and faecal coliforms, used as the indicators for bathing water quality under the European Union Bathing Water Directive, were numerically modelled using PowerSim software. The die-off of coliform bacteria was investigated, considering several factors: initial dilution, sedimentation, resuspension, water temperature, solar radiation, salinity and predation.

The main conclusions emerging from this study are that the several factors considered are relevant in the simulation of coliform bacteria die-off. It is suggested that models, which have been using the T90 as a die-off fixed factor, should be parameterized with individual die-off factors.

Simbologia e notações

ϕ - Coeficiente empírico.

θ - Orientação do difusor em relação à direcção da corrente

ρ - Densidade da água do mar

$\Delta\rho$ - Densidade da água do mar – densidade da água do efluente

$\Delta\sigma$ - Variação da densidade na coluna de água expressa em unidades oceanográficas

Δt – Período de tempo (h)

C – Concentração de bactérias coliformes

C_0 – Concentração de bactérias coliformes transportadas antes do decaimento

C_1 - Valor de diluição inicial

C_a - Concentração ambiental

C_b – Concentração de bactérias coliformes existentes anteriormente

C_e -Concentração de bactérias coliformes no efluente

C_f - Concentração de bactérias coliformes após diluição inicial

d – Profundidade relativa ao comprimento da onda profunda

DH - Difusão horizontal

F - *Fetch* do vento

F_p – Fracção de bactérias coliformes agarrada ao sedimento suspenso

g - Aceleração gravitacional

g' – Aceleração relativa á flutuabilidade

H – Altura da coluna de água

$I(t)$ - Radiação solar ao longo do tempo

I_A - Irradiação média imediatamente abaixo da superfície da água

k_b - Coeficiente de mortalidade.

$k_{b,20}$ - Coeficiente de mortalidade a 20°C,
 K_e – Coeficiente de atenuação da luz
 k_L - Coeficiente de mortalidade pela radiação solar
 K_{Ld} - Coeficiente de mortalidade diurno pela radiação solar
 k_{Ln} - Coeficiente de mortalidade nocturno pela radiação solar
 k_{p-} – Coeficiente de mortalidade devido à ausência de predadores
 k_p – Coeficiente de mortalidade pela sedimentação
 k_{p+} – Coeficiente de mortalidade devido à presença de predadores (min^{-1})
 k_s – Coeficiente de mortalidade pela salinidade
 L – Intensidade luminosa
 L_c - Comprimento de onda acima do qual se espera que ocorra ressuspensão
 q - Unidade de descarga do difusor por metro do difusor
 R - Redução total de bactérias coliformes
 R_v – Relação volumétrica da mistura (água do mar: água residual)
 R_T - Factor de correlação da estabilidade da camada de transição, em função da diferença de temperatura entre o ar e a camada superficial da água
 S – Salinidade
 S_a - Diluição inicial
 S_m - Diluição inicial que ocorre no centro da pluma na altura máxima de ascensão
 T - Temperatura
 T_{90} - Intervalo de tempo necessário para 90% das bactérias desapareçam.
 T_p - Período de onda
 U – Velocidade da corrente
 U_v - Velocidade do vento
 U_A - Factor stress do vento
 V_s – Velocidade de sedimentação das partículas
 Y_{\max} - Altura máxima da coluna de água

Índice de matérias

1. Introdução.....	1
1.1.Enquadramento.....	1
1.2.Objectivos	9
1.3.Estrutura do trabalho.....	9
2. Decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras	10
2.1.Introdução	10
2.2.Factores bióticos	13
2.2.1.Predação e competição.....	13
2.3.Factores abióticos	14
2.3.1.Radiação solar	14
2.3.2.Salinidade.....	15
2.3.3.Temperatura	16
2.3.4.pH.....	17
2.3.5.Nutrientes	17
2.3.6.Pressão osmótica	18
2.4.Outros factores.....	18
2.4.1.Diluição.....	18
2.4.2.Sedimentação	20
2.4.3.Ressuspensão.....	21
2.4.4.Correntes marítimas	21
3. O modelo.....	22
3.1.Descrição geral do modelo	22
3.2.Equações	24
3.2.1.Diluição inicial.....	24
3.2.2.Altura máxima atingida pela pluma na coluna de água.....	25
3.2.3.Ressuspensão.....	26
3.2.4.Mortalidade de bactérias coliformes.....	27
3.3.Parametrização	33

4. Aplicação do modelo	40
4.1.Introdução	40
4.2.Decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras	41
5. Discussão	54
6. Considerações finais	57
 Bibliografia	 58

Índice de figuras

Figura 2.1. – Esquema representativo dos factores a que as bactérias coliformes estão sujeitas quando são lançadas em ambiente marinho. Adaptado de IFREMER (2007). ...	11
Figura 2.2. – Representação esquemática da ascensão da pluma de água residual, proveniente de um emissário submarino, considerando a ocorrência de estratificação (A) e ausência de estratificação (B). (Baseado em Connell 1976 <i>in</i> Beder, 1989)	19
Figura 3.1. – Esquema geral do funcionamento do modelo em estudo.....	23
Figura 4.1 – Aspecto geral do modelo de decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras.....	40
Figura 4.2 - Aspecto do modelo - diluição inicial.....	41
Figura 4.3 – Simulação do decaimento de bactérias coliformes, imediatamente após a descarga em águas costeiras (componente Emissário), considerando o factor diluição inicial (Time = tempo em horas).	41
Figura 4.4 - Aspecto do modelo – decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras em função da sedimentação (Time = tempo em horas).....	42
Figura 4.5 - Aspecto do modelo – mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras em função da temperatura da água à superfície (Time = tempo em horas; K_b_T = coeficiente de mortalidade).	43
Figura 4.6 - Aspecto do modelo – mortalidade bactérias coliformes em águas costeiras em função da salinidade da água (Time = tempo em horas).	43
Figura 4.7 - Aspecto do modelo – mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras em função da radiação solar (Time = tempo em horas).....	44

Figura 4.8 - Aspecto do modelo – mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras em função da presença de predadores (Time = tempo em horas).	45
Figura 4.9 - Aspecto do modelo – decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras ao longo do tempo (Time = tempo em horas; K_{b_T} = K_b = Coeficiente de mortalidade pela temperatura da água do mar; K_S = Coeficiente de mortalidade pela salinidade; K_p = Coeficiente de decaimento pela sedimentação; K_{L_3} = K_L = Coeficiente de mortalidade pela radiação solar; K_{p+} = Coeficiente de mortalidade devido à presença de predadores).	46
Figura 4.10 – Variação do coeficiente de mortalidade ao longo do tempo (Time = tempo em horas; 🌙 - período noturno; ☀ - período diurno.....	46
Figura 4.11 - Aspecto do modelo – simulação de ocorrência / não ocorrência de ressuspensão (Time = tempo em horas).....	47
Figura 4.12 - Aspecto do modelo – simulação de altura máxima atingida pela pluma da mistura de água residual e água do mar na coluna de água (Time = tempo em horas)..	48
Figura 4.13 - Aspecto do modelo – mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras em função da temperatura da água à superfície (Time = tempo em horas; K_{b_T} = coeficiente de mortalidade).	48
Figura 4.14 – Comparação entre os valores de radiação solar e temperatura, observados no Cabo de Sines (cedidos pela Administração do porto de Sines) e simulados no presente modelo.....	49
Figura 4.15 – Diferentes possibilidades de simulação do presente modelo, considerando a ocorrência/ não ocorrência de estratificação e ressuspensão na componente Coluna de Água.	50
Figura 4.16 – Simulação do decaimento de bactérias coliformes (UFC/100 mL), nas componentes Coluna de Água e Sedimento, em situação de ocorrência / não ocorrência de estratificação vertical e ressuspensão.....	53

Índice de tabelas

Tabela 1.1. – Parâmetros microbiológicos e respectivos valores paramétricos, estabelecidos por diferentes organizações, para águas balneares costeiras.....	5
Tabela 3.1. – Resumo das equações utilizadas no presente modelo, valores paramétricos considerados e respectivas fontes de informação.	34

1. Introdução

1.1. Enquadramento

A modelação matemática da qualidade de águas costeiras enquadra-se no âmbito das preocupações e necessidades de natureza ambiental e de saúde pública que têm surgido um pouco por todo o mundo. Sobretudo relacionadas com zonas onde ocorre apanha de moluscos (por exemplo: mexilhões e amêijoas) destinada ao consumo humano e zonas balneares, em que a resolução ou a prevenção de problemas de qualidade da água se vem tornando cada vez mais premente.

As águas de zonas balneares são definidas como “áreas protegidas”, pela Directiva Quadro da Água (DQA) (CEU, 2000). Os artigos 10º e 11º da DQA indicam que as autoridades competentes são responsáveis pelo delineamento de um “programa de medidas” concebido para garantir que os efeitos combinados de fontes pontuais e difusas de organismos indicadores de contaminação fecal estejam de acordo com os padrões impostos pela Directiva relativa à gestão da qualidade das águas balneares (CEU, 2006), que revoga a Directiva 76/160/CEE (CEC, 1976).

A identificação destas fontes de contaminação assume uma extrema importância na gestão de zonas costeiras. Inúmeros estudos têm sido desenvolvidos nesta área (Brownell et al., 2007; Field e Samadpour, 2007; Gawler et al., 2007; Higgins et al., 2007; Shanks et al., 2007; Simpson et al., 2002; Yan e Sadowsky, 2007). O recurso a métodos de biologia molecular, normalmente utilizados, permite averiguar a origem (humana ou animal) da contaminação, por comparação, das estirpes bacterianas encontradas, com estirpes referenciadas em bases de dados. No entanto, nem sempre tem sido possível identificar

concretamente a origem da contaminação, havendo muito trabalho ainda a desenvolver nesta nova área de investigação já designada por *Microbial source tracking* (MST).

As principais fontes de contaminação microbiológica de águas de zonas costeiras são: os rios (Wyer et al., 1996), a descarga de águas residuais, não tratadas e tratadas, directamente para o mar ou via fluvial (Mossa, 2006); as escorrências provenientes de terrenos agrícolas adjacentes (Crowther et al., 2033; Kay et al., 2005), em particular com produção de gado (Crowther et al., 2002); os excrementos de aves (Fogarty et al., 2003) e de outros animais (cães, cavalos e animais selvagens) (Hughes, 2003), principalmente os que frequentam a zona intertidal, e sedimentos marinhos (Obiri-danso e Jones, 2000; Whitman e Nevers, 2003).

Apesar dos consideráveis investimentos em infra-estruturas de tratamento de águas residuais em zonas urbanas costeiras, realizados um pouco por todo o mundo nas últimas décadas (Crowther et al., 2001; Kay et al., 2005), algumas águas de zonas balneares continuam a apresentar, com alguma frequência, valores de concentração microbiológica superiores aos valores paramétricos impostos legalmente (Bordalo, 2003; Mossa, 2006; Verlecar et al., 2006).

Algumas zonas urbanas costeiras possuem sistemas de tratamento de águas residuais onde efectuam descontaminação microbiológica, antes da descarga dos efluentes no meio aquático. O processo de descontaminação microbiológica através da exposição dos efluentes tratados à acção da luz Ultra-Violeta (UV) é largamente utilizado (Lazarova et al., 1998), assim como na desinfecção de água para consumo humano (USEPA, 2006). No entanto, a coloração (adição de cloro) tem sido o processo mais utilizado, uma vez que permite obter maiores taxas de redução de microrganismos e tem custos muito inferiores aos dos processos com UV. Durante o processo de coloração, podem formar-se compostos orgânicos halogenados, como os trihalometanos (THMs) e os halofenóis (HPs) (Matamoros et al., 2007; Shams El Din et al., 2000), que podem contaminar o meio marinho quando são descarregados nos oceanos conjuntamente com as águas residuais tratadas (Matamoros et

al., 2007), sendo, inclusive alguns deles, tóxicos e/ou potencialmente carcinogénios para a saúde humana e para a vida aquática.

Em muitos destes sistemas, as águas residuais são descarregadas nos oceanos através de emissários submarinos (Brook, 1987 *in* Yang et al., 2000). A vantagem destes emissários (Beder, 1989; Salas, 2000), em relação à descarga de águas residuais na linha de costa, está relacionada com factores de diluição e dispersão, com a capacidade de se conseguir manter estes efluentes submersos, devido à profundidade em que são lançados, e à elevada taxa de mortalidade de microrganismos patogénicos, em ambiente aquático salino. Assim, a descontaminação faz-se de uma forma natural, por acção de vários factores que influenciam a mortalidade dos microrganismos no meio marinho (Yang et al., 2000). No entanto, por vezes, os processos naturais não são suficientemente rápidos e eficazes para evitar que estes organismos atinjam as zonas costeiras em concentrações acima do recomendado legalmente.

O risco para a saúde pública relacionado com a exposição de banhistas a águas balneares contaminadas com águas residuais está bem documentado (WHO, 1977; WHO, 2001; Prüss, 1998). E, tem sido evidenciada a correlação existente entre níveis de abundância de indicadores bacteriológicos nas águas balneares com a incidência de doenças nos frequentadores de zonas balneares (Turbow et al., 2003). Os banhistas que entrem em contacto com águas contaminadas estão sujeitos a contraírem gastroenterites, doenças respiratórias, infecções nos olhos, ouvidos e pele (Wyer et al., 1999; Prieto et al., 2005).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) (WHO, 2001), a United States Environmental Protection Agency (USEPA) - Estados Unidos da América (USEPA, 1986; USEPA, 1998) e o Conselho da União Europeia (CUE) (CEU, 2006), estabeleceram valores guia de abundância de organismos indicadores de contaminação fecal em águas utilizadas para a prática balnear, com base em inúmeros estudos, sobretudo epidemiológicos. Contudo, não existe um consenso entre estas organizações, relativamente aos parâmetros e valores guia estabelecidos (Noble et al., 2003; Prüss, 1998) (ver tabela 1.1). Existindo uma grande

discussão em torno desta problemática, que se prende, com o uso do indicador microbiológico ideal (Griffin et al., 2001), mas, sobretudo, com a definição dos valores numéricos a partir dos quais se pode afirmar que estes organismos constituem um risco para a saúde pública (Wyer, et al., 1999). Segundo Kay et al. (2004), será necessário continuar a elaborar estudos epidemiológicos que abranjam vários grupos etários, vários tipos de água e em várias regiões onde existam zonas balneares.

Muitos países implementaram planos de monitorização da qualidade de águas balneares, sobretudo durante o período de vigilância balnear (exemplo: Europa (CEC, 1976, CEU, 2006); Estados Unidos da América (USEPA; 1998; Neumann et al., 2006); México (Orozco-Borbón et al., 2006); China (Zhou et al., 2007)), de forma a poder detectar eventuais problemas de contaminação e tomar medidas no sentido de minimizar ou evitar problemas de saúde pública. Estes planos de monitorização baseiam-se, sobretudo, na análise dos valores numéricos de análises periódicas da qualidade microbiológica das águas balneares, com a qual nem sempre é possível antever ou agir atempadamente, de forma a evitar o contacto dos banhistas com águas contaminadas (Leecaster e Weisberg, 2001).

Tabela 1.1 – Parâmetros microbiológicos e respectivos valores paramétricos, estabelecidos por diferentes organizações, para águas balneares costeiras.

Organização		OMS				US EPA	UE		UE		
		Risco AFRI (%)					D 76/160/CEE	D 2006/7/CE			
Parâmetro		< 0.3	0.3 -1.9	1.9 -3.9	> 3.9	VMR	VMR	VMA	A	B	C
Coliformes totais	UFC/100 mL						500	10000			
Coliformes fecais							100	2000			
<i>E. coli</i>									250*	500*	500**
Enterococos		≤ 40*	41-200*	201-500*	> 500*	35 a)	100	-	100*	200*	185*

Legenda:

OMS – Organização Mundial de Saúde (Kay et al., 2004)

US EPA – United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1986)

UE – União Europeia; Directiva 76/160/CEE (CEC, 1976); Directiva 2006/7/EC (CEU, 2006)

AFRI - Doença aguda febril respiratória; DG – Doença gastrointestinal

- < 0.3 % - Risco estimado: < 1 ocorrência em cada 100 exposições (1-5% DG),
- 0.3 – 1.9 % - Risco estimado: 1 ocorrência em cada 50 exposições (5-10% DG);
- 1.9 – 3.9 % - Risco estimado: varia entre 1 ocorrência em cada 50 exposições e 1 ocorrência em cada 25 exposições (>10% DG);
- 3.9 % - Risco de doença: 1 ocorrência em cada 25 exposições.

A “exposição” refere-se a um banho de 10 min, com 3 imersões.

O “risco estimado” refere-se a um excesso de risco de doença associado a um grupo de banhistas que foi exposto a águas recreativas com contaminação fecal, relativamente a um grupo de não – banhistas.

A – Qualidade excelente

B – Qualidade boa

C - Qualidade suficiente

* - Com base numa avaliação de percentil 95

** - Com base numa avaliação de percentil 90

a) – Baseado em pelo menos 5 amostras espaçadas igualmente no tempo durante um período de 30 dias.

Este desfasamento temporal é causado, em parte, pelo facto dos métodos laboratoriais, vulgarmente utilizados na análise microbiológica de águas, só permitirem obter resultados 2 ou 3 dias após a data de colheita (ISO 9308; ISO 7899; APHA, 2005). Pelo que, na maioria das vezes, os problemas de contaminação não são detectados em tempo útil. Embora tenham surgido na última década inúmeros métodos alternativos de detecção e quantificação de indicadores de contaminação fecal (Alonso, et al., 1999; Fiksdal, 1997; Frahm e Obst, 2003; Haugland et al., 2005; Tryland e Fiksdal, 1998), que permitem obter resultados em menor período de tempo (em alguns casos, o resultado fica disponível em 8 horas (Anglés d'Auriac et al., 2000), 3 horas (Haugland et al., 2005) e 1 hora (Young Lee e Deininger, 2004)), a sua implementação em rotina de análises de águas não tem sido adoptada. O que está provavelmente relacionado com a rígida regulamentação metodológica nesta área (Frahm e Obst, 2003) e com factores económicos.

Por outro lado, alguns autores (Chigbu et al., 2004; USEPA, 2005; Zhou et al., 2007) verificaram a existência de padrões de variação espaço – temporal, na abundância de bactérias de origem fecal, em águas costeiras. Tendo sido também observada uma variação a pequena escala (Bordalo, 2003; Lebaron et al., 2005; Whitman et al., 2004). Lebaron et al. (2005), no estudo efectuado na costa mediterrânea francesa, verificaram uma grande variação na abundância de *E. coli*, entre as quatro réplicas de água analisadas em cada praia, concluindo que, a abundância de *E. coli* deveria ser estimada em pelo menos três réplicas, de forma a obter um resultado confiável, e não numa só, como é prática nos planos de monitorização.

A escala espacial observada, está normalmente relacionada com a distância, do ponto de colheita de água, à fonte de contaminação. Entenda-se aqui, que fonte de contaminação tanto pode ser considerada a presença de descarga de águas residuais ou de escoamentos como a de banhistas na zona adjacente ao ponto de colheita.

A escala temporal observada, está associada sobretudo com as variações ambientais como sendo a precipitação (Ackerman e Weisberg, 2003; Brownell et al., 2007; Chigbu et al., 2005; Noble et al., 2003; Rees et al., 1998), ondulação e maré (Mill et al.,

2006), vento (Serrano et al., 1998; Crowther et al., 2001; Bordalo, 2003; Shibata et al., 2004) entre muitos outros factores (radiação solar, temperatura, salinidade, predação, etc.) que influenciam o decaimento destes organismos nas águas costeiras (ver Capítulo 2).

Ora, os critérios de amostragem estabelecidos no âmbito dos planos de amostragem, de acordo com a Directiva Europeia (CEU, 2006) ou USEPA (1998), não consideram o período do dia nem factores ambientais, como por exemplo a insolação – que influenciam a contagem de *E. coli* na água (Whitman et al., 2004), como são exemplo o programa de monitorização das praias de Oregon, nos Estados Unidos da América (Neumann et al., 2006). As amostras de água são normalmente colhidas de manhã cedo, de forma a permitir cumprir tempos analíticos, apesar da maior abundância de banhistas ser sobretudo durante o período da tarde. Do ponto de vista da gestão, se os critérios desenvolvidos não reflectem correctamente a concentração de bactérias indicadoras no período de exposição, sugerem uma revisão ou alguns reajustamentos na amostragem, de forma a poder considerar factores espaço – temporais.

Há ainda a referir que, por vezes os indicadores de contaminação fecal não são detectados em ensaios realizados em condições laboratoriais normais, por se encontrarem numa forma não cultivável, mas ainda activa (Kell et al., 1998), subestimando a sua abundância e podendo constituir um risco para a saúde pública. No entanto, segundo Sinton et al. (1994), as contagens de bactérias cultiváveis de indicadores de contaminação fecal constituem uma previsão válida de risco para a saúde pública, uma vez que os meios de cultura são universalmente utilizados, quer na monitorização da qualidade de águas balneares quer em investigações epidemiológica.

Os modelos numéricos têm provado ser uma boa ferramenta na previsão de correntes e distribuição da qualidade da água em estuários e zonas costeiras, e têm sido muito utilizados em estudos de avaliação de impactes ambientais, implementação e monitorização de emissários submarinos e da qualidade de águas balneares (ex.: Kashfipour et al., 2001; Olyphant e Whitman, 2004). Num modelo desenvolvido na cidade de Chicago (Olyphant e Whitman, 2004), através da medição em continuo de alguns

parâmetros hidro- meteorológicos, é possível prever atempadamente a concentração de *E. coli* na zona de banhos da praia. Apesar do modelo não poder ser aplicado livremente noutras praias, demonstrou ser um bom exemplo de aplicação.

Nestes modelos, o decaimento de bactérias indicadoras é um parâmetro crítico na previsão da distribuição da sua concentração. Este parâmetro, que controla a população de microrganismos patogénicos em águas costeiras, tem sido expresso em valores de T90, que é definido como sendo o intervalo de tempo necessário para o desaparecimento de 90% das bactérias coliformes. A complexa inter relação entre os factores que influenciam o decaimento bacteriano, tem sido apontada com a razão pela qual não é normalmente utilizada a acção individual destes factores, em modelos numéricos (Ludwig, 1988).

Os trabalhos desenvolvidos sobre a influência de vários factores no decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras e residuais, têm demonstrado que a utilização de valores de T90 fixos, no espaço e no tempo, são suficientes para poder prever com alguma precisão o decaimento destes organismos. Como exemplo, o elevado decaimento de *E. coli* na presença de radiação solar, levou a que os modelos pudessem passar a contemplar situações em que a exposição à radiação solar é menor (como períodos nocturnos, turvação, cobertura por nuvens) e onde o decaimento também é menor.

1.2. Objectivos

O presente trabalho pretende fundamentalmente dar uma contribuição para a descrição dos fenómenos relacionados com a mortalidade de bactérias coliformes (indicadoras de poluição fecal) após a descarga de efluentes residuais, através de emissários submarinos, em águas costeiras.

Os objectivos principais deste estudo são:

- Descrever os factores a que as bactérias coliformes estão sujeitas quando lançadas em águas costeiras, através de emissários submarinos;
- Realçar o interesse e importância da aplicação de modelos matemáticos, em planos de monitorização de emissários submarinos e na gestão da qualidade microbiológica da água e zonas balneares costeiras;
- Aplicar o modelo em situações de estratificação e em situações sem estratificação (casos hipotéticos).

1.3. Estrutura do trabalho

Este trabalho é composto por cinco capítulos, cada um dos quais contendo as respectivas figuras e tabelas, sendo a bibliografia apresentada no final.

No primeiro capítulo, é feita a introdução, onde se faz o enquadramento, se expõem os objectivos e se descreve a estrutura do trabalho.

No segundo, é feita a descrição dos processos a que as bactérias estão sujeitas, quando lançadas em ambientes marinhos

No terceiro e quarto, faz-se a descrição do modelo matemático utilizado e são apresentados os resultados obtidos, respectivamente.

Por ultimo, no quinto, apresentam-se as conclusões e apontam-se algumas recomendações para futuras linhas de investigação.

2. Decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras

2.1. Introdução

O grupo das bactérias coliformes é constituído por bactérias pertencentes à família *Enterobacteriaceae*. Neste grupo, estão incluídas as bactérias coliformes fecais que se encontram em grande número nas fezes e tracto intestinal de animais de sangue quente. Estes microrganismos podem entrar nas massas de água através de resíduos humanos e animais. À excepção da estirpe patogénica de *Escherichia coli* O157:H7, as bactérias coliformes fecais normalmente não constituem perigo para a saúde humana, mas indicam a presença de outras bactérias que provocam doenças, como a febre tifóide, disenteria, hepatite A e cólera.

Os organismos indicadores de contaminação fecal utilizados na monitorização de águas balneares, de acordo com as recomendações de várias organizações (WHO, 2001; CUE, 2006; USEPA, 1986; USEPA, 1998), são bactérias coliformes totais, bactérias coliformes fecais, em particular a espécie *Escherichia coli*, e Enterococos.

Nas localidades costeiras, as águas residuais, tratadas ou não, acabam por ser lançadas no mar. O decaimento de bactérias coliformes na coluna de águas está relacionado com a diluição inicial, com a dispersão horizontal e com a mortalidade/sobrevivência de bactérias coliformes (ver Figura 2.1.).

O decaimento, aqui definido como diminuição de concentração, de bactérias coliformes em águas costeiras depende de uma série de factores, como a diluição, sedimentação, ressuspensão e mortalidade destes organismos. A mortalidade de bactérias

coliformes, por sua vez, depende de vários factores como a temperatura da água do mar (Cotner et al., 2006; Faust et al., 1975; McFeters e Stuart, 1972), a salinidade (Anderson et al., 1979; Mezrioui et al., 1995; Pommepuy et al., 1996; Troussellier et al., 1998), o pH (Carlucci e Pramer, 1959), a disponibilidade de nutrientes (Carlucci e Pramer, 1959; Munro et al., 1987; Troussellier et al., 1998), a radiação solar (Fiksdal e Tryland, 1999; Sinton et al., 1994; Troussellier et al., 1998), a presença de compostos tóxicos, predação e competição (Enzinger e Cooper, 1976; Mezrioui et al., 1995).

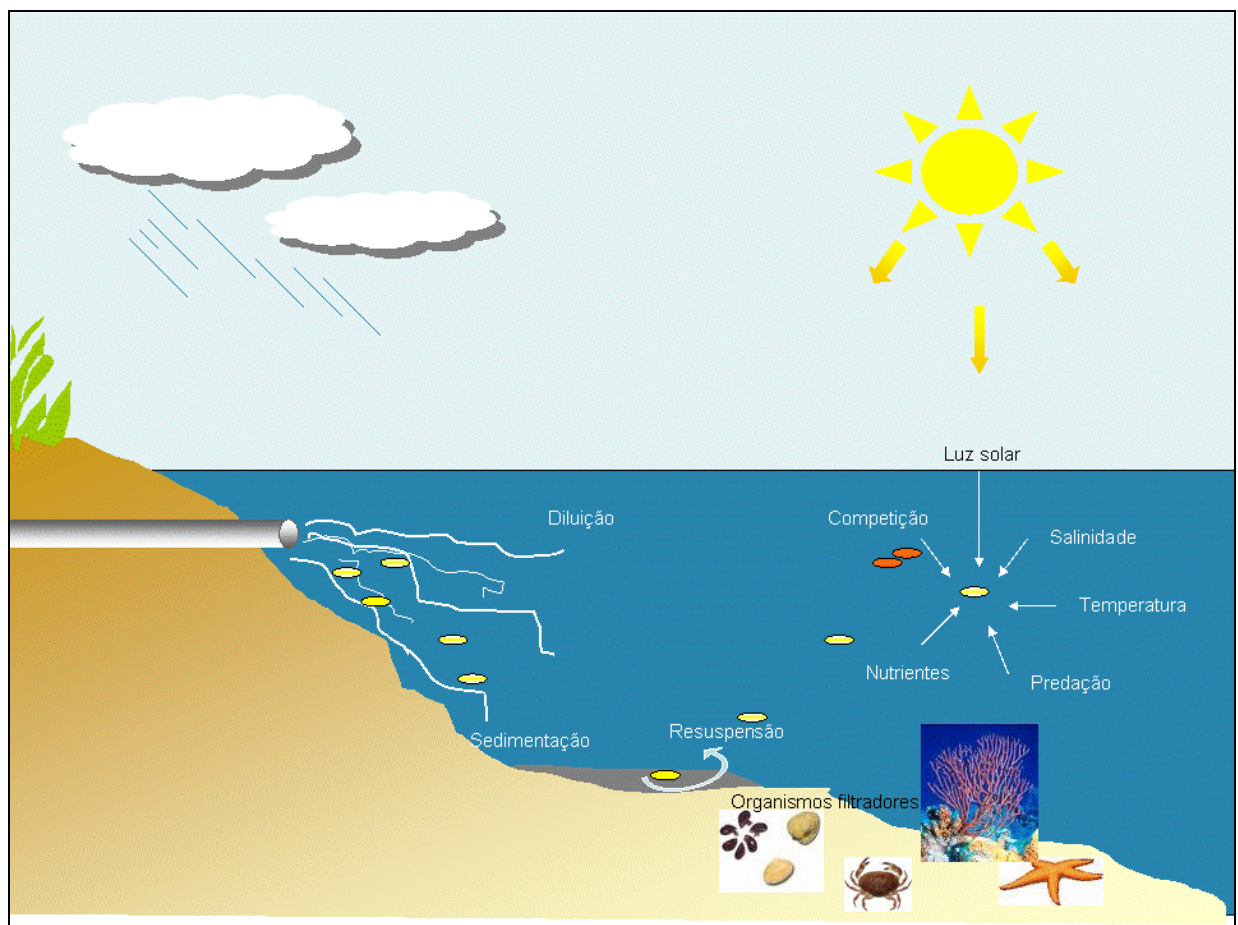


Figura 2.1. – Esquema representativo dos factores a que as bactérias coliformes estão sujeitas quando são lançadas em ambiente marinho. Adaptado de IFREMER (2007).

Alguns autores (Xu et al., 2002) consideram a temperatura e a radiação solar os factores abióticos que mais influenciam a mortalidade, outros (Troussellier et al., 1998), acrescentam também a falta de matéria orgânica e a salinidade.

Vários estudos têm demonstrado existir interações entre os vários factores que influenciam a mortalidade destas bactérias. Por exemplo, Xu et al. (2002) verificaram que a temperatura, a radiação solar e combinação da temperatura com a insolação, explicam 31%, 78% e 87%, respectivamente, da taxa de mortalidade de bactérias coliformes numa lagoa francesa (Noirmountier). A predação por protozoários é o factor biótico que mais influencia a mortalidade; é responsável por exemplo por 47-99% da mortalidade no Rio Sena, França (George et al., 2001; Menon et al., 2003).

Troussellier et al. (1998) referem que podem ocorrer fenómenos de pré – adaptação, proporcionando uma maior sobrevivência destas bactérias em águas costeiras (exemplo: pré – incubação em água do mar no escuro, permite uma maior sobrevivência à exposição solar). Segundo os mesmos autores, *E. coli* consegue desenvolver mecanismos para resistir a condições adversas. Alguns estudos genéticos demonstraram que células expostas a diferentes condições de *stress* ambiental (falta de nutrientes, stress osmótico ou ácido) podem produzir uma resposta geral anti – stress, seja qual for a fonte de *stress*.

Estas bactérias, assim como organismos patogénicos, podem sobreviver, em ambientes marinhos durante dias ou mesmo meses (Salomon e Pommepuy, 1990) e, caso sejam transportados para zonas costeiras, colocar em risco a saúde pública.

Em seguida são apresentados alguns factores que influenciam o decaimento (diminuição de concentração) de bactérias em águas costeiras.

2.2. Factores bióticos

2.2.1. Predação e competição

Os componentes naturais da cadeia alimentar microbiana capazes de eliminar as bactérias alóctones podem dividir-se em três grupos: protozoários, fagos e bactérias líticas como a *Bdellovibrio* (Barcina et al., 1997).

Cruds e Fey (1973) in Enzinger e Cooper (1976), estudaram o efeito de protozoários na população bacteriana em processos de tratamento de águas residuais e demonstraram que a sua presença reduz drasticamente o tempo de sobrevivência de *E. coli*. Enzinger e Cooper (1976), verificaram que a abundância de *E. coli*, em águas estuarinas, está relacionado com a presença e abundância de protozoários

Os bacteriófagos têm sido considerados um factor importante na remoção de bactérias coliformes em ambientes naturais, tendo sido observados em águas marinhas sujeitas a descargas de águas residuais (Enzinger e Cooper, 1976)

Há já algumas décadas que se estuda o papel de *Bdellovibrio bacteriovorus* no controle de populações bacterianas em sistemas naturais, sendo considerado um importante agente no processo de auto-purificação de rios poluídos (Guilin et al. 1967 in Enzinger e Cooper, 1976). Mitchell e Moris, referidos pelos mesmos autores, observaram *Bdellovibrio* em águas marinhas.

O papel da competição de *E. coli* com bactérias marinhas tem sido investigado em alguns estudos (Chandran e Hatha, 2005; Emzinger e Cooper, 1976; Mezrioui et al., 1995; Rozen et al., 2001), revelando que a presença de desses microrganismos influencia a concentração de *E. coli*. Por outro lado, segundo Jannasch (1968) in Rozen et al. (2001), *E. coli* parece ser um bom competidor em condições de grande disponibilidade de nutrientes (como é o caso de meios de cultura ricos em nutrientes), mas o mesmo não acontece quando a concentração em nutrientes é baixa, como o observado nas águas costeiras.

2.3. Factores abióticos

2.3.1. Radiação solar

A radiação solar é considerado o maior contributo para a mortalidade de bactérias em água do mar (Chandran e Hatha, 2005; Fujioka et al., 1981; Rozen e Belkin, 2001; Sinton et al., 1994), provocando uma rápida diminuição na capacidade de bactérias coliformes formarem colónias (Davies e Evison, 1991; Fujioka et al., 1981), estando o seu efeito restrito a pouca profundidade (Sinton et al., 1994). Vários estudos têm demonstrado que, a exposição à luz visível pode provocar alguns danos nos citocromos, inibição da respiração sem afectar a viabilidade, afectar o transporte activo e captura de glicina de bactérias coliformes como *E. coli* (D'Auost et al., 1974; Hamkalo e Swenson, 1969).

Estudos laboratoriais, como os elaborados por Calkin e Barcelo (1982) in Sinton et al. (1994), indicam que a porção UV-B (280 a 320 nm) do espectro solar é a que provoca maiores estragos ao nível do ADN (Ácido Desoxirribonucleico) das células dos indicadores de contaminação fecal. Maiores comprimentos de onda tendem a provocar mais estragos no ADN, na presença de oxigénio (Sinton et al., 1994). Segundo os mesmos autores, a acção do espectro UV-A (320 a 400 nm), nos estragos em ADN, é quatro vezes mais baixa e diminui com o aumento do comprimento de onda.

Observações verificadas em estações de tratamento de águas residuais (Sinton et al., 2002), têm mostrado que muitas das células de bactérias coliformes expostas a radiação solar acabam por conseguir reparar os estragos ao nível do ADN, através dos seus mecanismos de reparação. No caso das células de *Enterococcus*, os estragos no ADN provocados por exposição a radiação solar parecem ser definitivos (Sinton et al., 2002). O que sugere a falta de um mecanismo de reparação nas células de *Enterococcus*, contudo alguns estudos têm apresentado tanto resultados concordantes (Harris et al., 1987) como discordantes (Whitby et al., 1984 in Sinton et al., 2002), relativamente à fotoreactivação nestas bactérias. O que sugere que a resposta fisiológica depende tanto da espécie como da estirpe de bactéria utilizada e das condições de cultura antes, durante e após a exposição à radiação (Rozen e Belkin, 2001; Sinton et al., 1994).

Noble et al. (2004), referem ainda que é importante considerar as variações de radiação solar em climas sub temperados, uma vez que podem dar origem a diferentes taxas de inativação, relacionadas com a radiação típica observada em períodos de Verão e Inverno.

A presença de matéria orgânica dissolvida, clorofila e matéria particulada na água dificultam a penetração da radiação solar, minimizando assim os efeitos nocivos desta sobre as bactérias coliformes (Rozen e Belkin, 2001). Este efeito ocorre com maior frequência em sistemas costeiros e estuarinos eutrofizados, e é particularmente relevante para a radiação UV-B, com menor comprimento de onda. Consequentemente, as bactérias nessas áreas são mais expostas à luz visível (400-775 nm) e a radiação UV-A (320-400 nm) (Rozen e Belkin, 2001). Outros factores que podem interferir com a penetração de radiação na coluna de água, são a presença de nuvens, a ondulação, a altura da coluna de água, o período do dia e localização geográfica (Whitman et al., 2004).

2.3.2. Salinidade

Vários autores (Rozen e Belkin, 2001), têm estudado os efeitos da salinidade na sobrevivência de bactérias coliformes, verificando que a diminuição de salinidade na água é acompanhada por um aumento na sobrevivência destas bactérias.

Em condições de choque osmótico, como as que se verificam quando as bactérias coliformes são lançadas no ambiente marinho através de águas residuais, as células bacterianas acumulam ou sintetizam osmoreguladores moleculares específicos, de forma a equilibrar a pressão osmótica e evitar perdas drásticas de água a partir do citoplasma (Rozen e Belkin, 2001).

Monro et al. (1987), verificaram que as bactérias coliformes pré - adaptadas a elevadas osmolaridades tornam-se mais resistentes à água do mar. E, as bactérias lançadas em ambientes marinhos durante a noite (ausência de radiação solar), também têm uma maior taxa de sobrevivência (Yang et al., 2000).

O efeito conjunto de salinidade (3,7%), luz (cerca de 300 Wm^{-2}) e a presença de matéria orgânica (100 mg.L^{-1} glucose) foi estudada por Troussellier et al. (1998). Estes autores verificaram que *E. coli* é sensível à salinidade apenas na presença de luz, independentemente da presença de matéria orgânica.

2.3.3. Temperatura

A temperatura da água do mar é outro factor que pode influenciar a sobrevivência de bactérias coliformes no ambiente marinho, uma vez que a temperatura óptima de crescimento destes organismos ronda os 37°C (ISO 9308).

Contudo, a temperatura para a sobrevivência não é necessariamente a mesma que para o crescimento. De facto, muitos estudos (Carlicci e Pramer, 1960) indicam que *E. coli* fica estável com valores baixos de temperatura. Abaixo dos 15°C a sobrevivência de bactérias coliformes está inversamente relacionada com a temperatura, mas acima de 15°C esta relação torna-se menos crítica (McFeters e Stuart, 1972). Uma experiência realizado por Davies e Evison (1991), na qual foi estimada a sobrevivência de *E. coli* e *Salmonella* spp. em água do mar filtrada e exposta à luz visível (durante seis horas), considerando três temperaturas diferentes (5°C , 15°C e 25°C), demonstrou não ocorrem alterações em nenhum dos parâmetros estudados, nem diferenças entre as três temperaturas, podendo contudo estar relacionado com o pequeno período exposição.

Faust et al. (1975), no sistema estuarino de Rhoad River, verificaram que a mortalidade de *E. coli* está relacionada com aumento sazonal da temperatura da água (valores entre 5 e 30°C), podendo este padrão ser explicado pelas baixas concentrações de oxigénio dissolvido observadas na água, derivadas também do aumento de temperatura.

2.3.4. pH

A água do mar apresenta normalmente valores entre 7,5 e 8,5 (unidades de pH), sendo influenciado pela temperatura, pressão e actividades fotossintética e respiratória dos microrganismos (Rozen e Belkin, 2001). Segundo Carlucci e Pramer (1960), a taxa de sobrevivência de *E. coli* é mais elevada, tanto em água do mar como em solução salina (NaOH), com um pH ácido (5, unidades de pH) (num intervalo de 5 a 9, unidades de pH), diminuindo com o aumento de pH. Segundo os mesmos autores, parece que a reacção à água do mar (pH 8,0, aproximadamente) não favorece a sobrevivência destes organismos, e que a salinidade e o pH contribuem para a rápida mortalidade de células de *E. coli* que são lançadas nas águas costeiras.

2.3.5. Nutrientes

Normalmente, a quantidade de nutrientes orgânicos e inorgânicos presente na água do mar é muito baixa, condicionando o crescimento e sobrevivência de bactérias coliformes.

Não há muitos estudos efectuados onde seja considerada a sobrevivência de bactérias coliformes em relação à disponibilidade de nutrientes. Carlucci e Pramer (1960), testaram a influência de azoto e fósforo na sobrevivência de *E. coli* em água do mar, e constataram existir uma relação directa entre a sobrevivência e a concentração de nutrientes. E, Chandran e Hatha (2005), numa experiência realizada em microcosmos com água proveniente de um estuário, rica em compostos orgânicos e inorgânicos, observaram um crescimento gradual e depois estagnação do aumento do número de células de *E. coli*, possivelmente devido á utilização de nutrientes disponíveis e da limitação de nutrientes, respectivamente.

A falta de nutrientes combinada com outros factores, como a salinidade e a radiação solar, diminui a sobrevivência de *E. coli* em águas costeiras (Rozen e Belkin, 2001).

2.3.6. Pressão osmótica

A sobrevivência de bactérias coliformes em condições de profundidade tem sido muito menos estudada, que à superfície.

A resposta de *E. coli* a pressões hidrostáticas elevadas tem sido descrita ao nível da fisiologia celular e proteínas (Rozen et al., 2001). Tendo sido observado um decrescimento linear na taxa de síntese proteica em função do aumento de pressão até aos 1092 atm, onde praticamente cessa.

No estudo elaborado por Baross et al. (1975) *in* Rozen et al. (2001), onde foram simuladas as condições de descarga em profundidade no mar, baixas temperaturas (4°C) e elevada pressão hidrostática (mais de 1000 atm), verificou-se que a sobrevivência varia entre espécies. Após 12 dias de incubação, a diferentes pressões hidrostáticas, a sobrevivência em alguns casos (*Clostridium perfringens*, *Vibrio parahaemolyticus*) não foi afectada pela pressão, enquanto que a *E. coli* e *Streptococcus faecalis* apresentaram taxas de sobrevivência maiores a 250 e 500 atm, do que a 1000 atm.

A descarga em profundidade, não garante por si só a mortalidade de microrganismos presentes nas águas residuais.

2.4. Outros factores

2.4.1. Diluição

O efluente residual, descarregado no mar através de emissário submarino, é alvo de duas fases de diluição. A diluição inicial ocorre quando a pluma de água residual, proveniente do emissário submarino, sob pressão é lançada em direcção à superfície, devido à menor densidade. A diluição subsequente irá ocorrer à medida que a massa de água se vai afastando da zona de descarga, por acção de correntes e turbulência.

Quando ocorre estratificação, a pluma de água residual não alcança a superfície da água e fica retida no degrau de estratificação (ver Figura 2.2.). A densidade da água residual (valor médio de 0.9995) é menor do que a água do mar (valor médio de 1,0258) e, caso a

descarga ocorra num ambiente marinho não estratificado, a pluma irá atingir a superfície e formar uma camada superficial (Ludwig, 1988). Em ambientes estratificados, se a água residual (menos densa) for rapidamente misturada com a água do fundo do mar (mais fria e densa) a mistura resultante será mais densa que a camada superficial. Nestas condições, em algum ponto da coluna de água a pluma encontrará água á mesma densidade e não terá tendência para continuar a subir até à superfície (Ludwig, 1988).

Se o difusor de um emissário submarino for bem desenhado e projectado, consegue-se obter um elevado valor de diluição inicial, e consequentemente um melhor desempenho do emissário submarino.

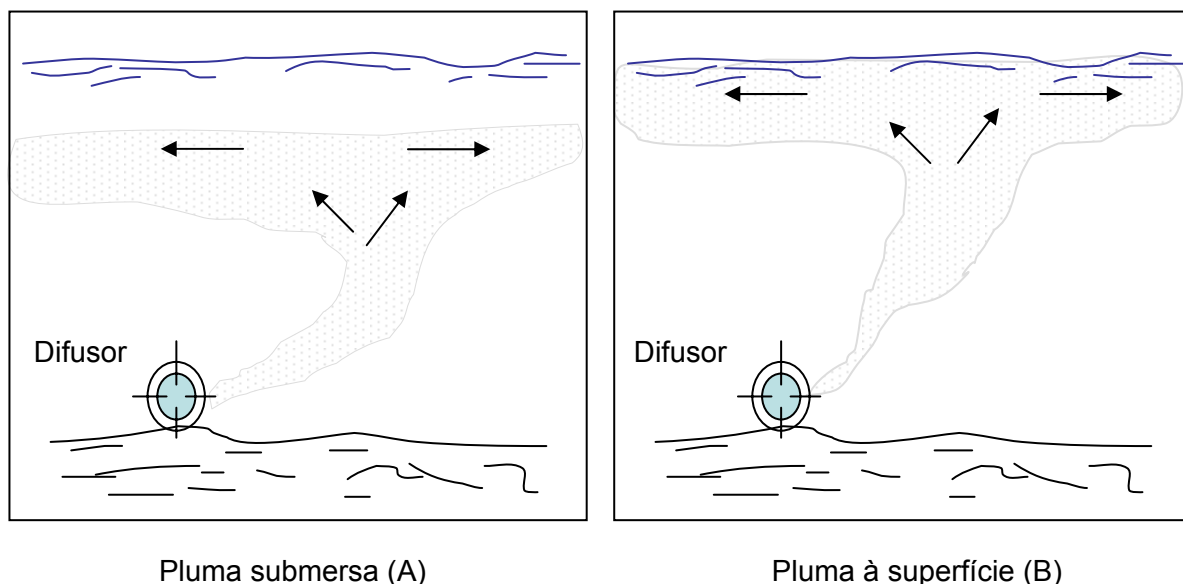


Figura 2.2. – Representação esquemática da ascensão da pluma de água residual, proveniente de um emissário submarino, considerando a ocorrência de estratificação (A) e ausência de estratificação (B). (Baseado em Connell 1976 *in* Beder, 1989)

2.4.2. Sedimentação

As águas residuais, ricas em sólidos e matéria orgânica, quando são descarregadas, através de emissários submarinos, no meio marinho podem causar impactes indesejáveis, nomeadamente (Ludwig, 1988):

- as partículas mais pequenas existentes na coluna de água tendem a flocular e combinar-se com os sólidos suspensos provenientes das águas residuais, resultando num enriquecimento orgânico dos sedimentos, sobretudo nas imediações do difusor;
- metais pesados e microrganismos têm tendência a agregar-se à matéria orgânica, podendo acumular-se em níveis indesejados;
- a presença de partículas na coluna de água reduz a transmissão da luz, o que provoca um impacte negativo na comunidades aquáticas

Estes impactes ocorrem sobretudo em zonas com baixo hidrodinamismo e / ou zonas confinadas.

A agregação de bactérias coliformes à matéria orgânica tem um papel fundamental na remoção destes microrganismos da coluna de água e contribui para a sua sobrevivência (Davies et al., 1995). No caso de *E. coli*, as partículas em suspensão proporcionam protecção contra o ataque de fagos, em várias condições de salinidade (Roper e Marshall, 1974 in Faust et al., 1975). Após a sedimentação, os microrganismos encontram no sedimento melhores condições de sobrevivência do que no ambiente envolvente, sobretudo devido ao facto de no sedimento a temperatura se manter num valor mais constante e elevado (Davies et al., 1995; Hardina e Fujioka, 1991), a concentração de nutrientes ser maior (Davies et al., 1995; Gerba e McLeod, 1976; Hardina e Fujioka, 1991) e existirem menos predadores.

2.4.3. Ressuspensão

As bactérias coliformes podem atingir elevadas concentrações no sedimento (Davies et al., 1995; Evanson e Ambrose, 2006). Crabill et al. (1998), em Oak Creek, na região do Colorado (Estados Unidos da América), observaram, em alguns locais, valores médios de coliformes fecais 2200 vezes superiores no sedimento do que na coluna de água.

Após a sedimentação, as bactérias coliformes podem ser ressuspensas na coluna de água através da acção das marés e ventos (Booth et al., 2000; Bordalo, 2003), dragagens (Grimes, 1980), tempestades (Field e Pitt, 1990), aumento do fluxo fluvial e consequência de actividades recreativas, como o movimento de embarcações (Crabill et al., 1999).

2.4.4. Correntes marítimas

Após a diluição inicial, a pluma residual diluída é transportada por correntes existentes na zona de maior ascensão. São extremamente importantes os vectores de correntes oceânicas em direcção à linha de costa, cujo impacte pode pôr em causa as actividades balneares, recreativas e de apanha de moluscos para consumo humano. A distância de descarga de águas residuais, através de emissário submarinos, à linha de costa, tem de ser suficiente para que ocorra a eliminação de possíveis contaminantes presentes nas águas residuais.

3. O modelo

3.1. Descrição geral do modelo

Foi simulada a influência dos factores temperatura, radiação solar, salinidade e presença de predadores no decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras, considerando também a diluição inicial e horizontal, sedimentação e ressuspensão.

O modelo desenvolvido (Figura 3.1), através do programa informático *PowerSim Constructor* (Versão 2.51), é baseado num balanço de conservação de massa de bactérias coliformes e assenta em equações desenvolvidas e/ ou utilizadas por diversos autores (Cap. 3.2).

Foram considerados 3 componentes: *Emissário Submarino*, *Coluna de Água* e *Sedimento*.

A componente do modelo *Emissário Submarino* quantifica a concentração de bactérias coliformes, provenientes do efluente, disponíveis para a coluna de água simulando a influência da diluição inicial. Na componente *Coluna de Água*, foi estimada a concentração de bactérias coliformes considerando os factores: mortalidade, diluição, sedimentação e ressuspensão. A componente *Sedimento* quantifica a concentração de bactérias coliformes considerando os factores: mortalidade, sedimentação e ressuspensão.

Na mortalidade na coluna de água, consideraram-se os factores: temperatura, salinidade, presença de predadores e radiação solar. Na componente *Sedimento*, em profundidade, a mortalidade foi simulada considerando os factores: temperatura, salinidade e presença de predadores.

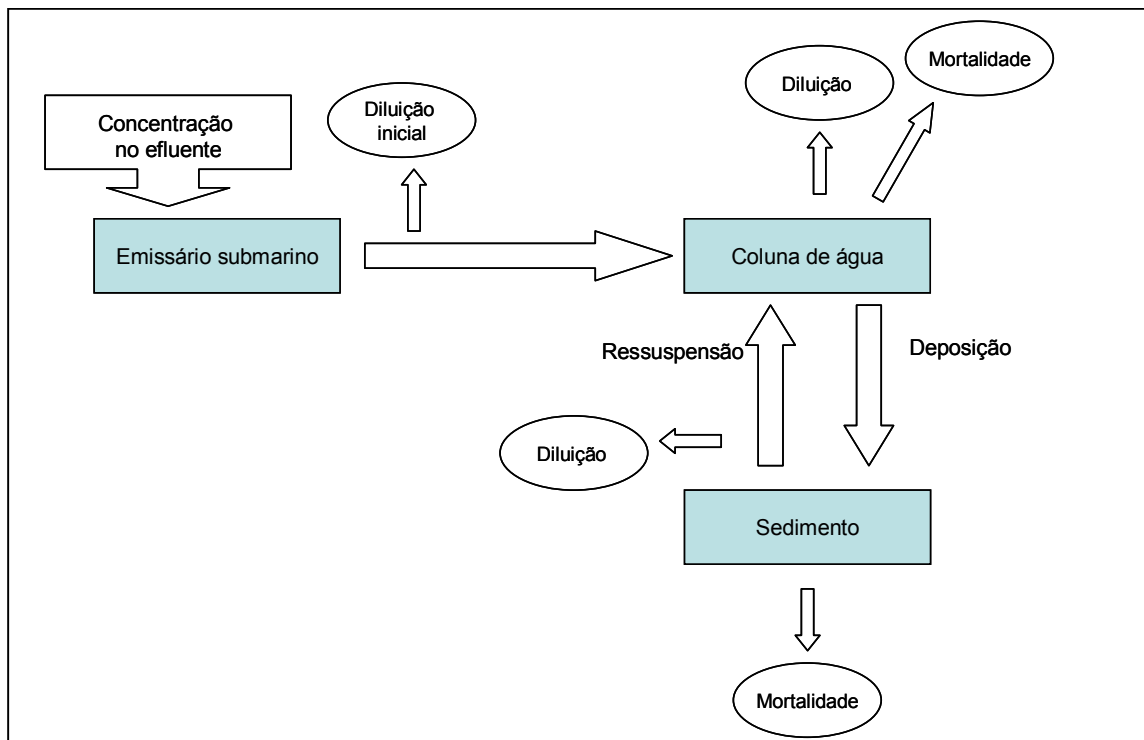


Figura 3.1. – Esquema geral do funcionamento do modelo em estudo.

São simulados quatro cenários:

- Ocorrência de estratificação vertical e ressuspensão;
- Ocorrência de estratificação vertical sem ressuspensão;
- Ausência de estratificação vertical e ocorrência de ressuspensão;
- Ausência de estratificação vertical e de ressuspensão.

A relação entre a altura máxima da pluma na coluna de água e a altura da coluna de água, permite criar situações de ocorrência ou ausência de estratificação no presente modelo, bastando alterar o valor da altura da coluna de água (H). Sempre que a pluma de água residual não atinja a superfície da coluna de água considera-se a ocorrência de estratificação, e não é considerado o factor radiação solar.

Foi apenas considerada a ressuspensão originada por ondas formadas a partir da acção do vento. Manipulando a velocidade do vento, o modelo permite criar condições a partir das quais se considera a ocorrência de ressuspensão.

O modelo aqui descrito não integra simulações hidrodinâmicas.

3.2. Equações

3.2.1. Diluição inicial

A diluição inicial é influenciada por três factores: jacto, relacionado com o momento em que a água residual sai pelos difusores do emissário submarino; efeito de flutuabilidade, resultando da diferença de densidades entre a água residual e a água do mar (diferenças de salinidade e temperatura) o que proporciona uma subida da água residual e expansão da pluma na coluna de água; e finalmente o efeito da corrente provocando a entrada lateral de água do mar na pluma de água residual.

A concentração de constituintes da pluma na diluição inicial pode ser expressa da seguinte forma (Tetra Tech, 2000) (3.1):

$$C_f(t) = C_a + [(C_e(t) - C_a)/S_a(t)] \quad (3.1)$$

Onde,

C_a – Concentração ambiental

C_e – Concentração no efluente

S_a – Diluição inicial

C_f – Concentração após diluição inicial

3.2.2. Altura máxima atingida pela pluma na coluna de água

Roberts (1980 in Ludwig, 1988) desenvolveu um modelo que permite determinar a altura máxima da pluma de água residual na coluna de água, e os efeitos da diluição e da acção das correntes oceânicas, na pluma. Apesar deste modelo não considerar a acção das marés, continua a ser muito utilizado (Ludwig, 1988).

O modelo de Roberts pode ser expresso da seguinte forma (3.2):

$$Y_{\max} = [(1000)\rho^{1/3}\Delta\rho^{2/3}C^2q^{2/3}]/(g^{1/3}\Delta\sigma) \quad (3.2)$$

Onde,

Y_{\max} - Altura máxima (m)

ρ - Densidade da água do mar (normalmente: 1,0258)

$\Delta\rho$ - Densidade da água do mar – densidade da água do efluente

(normalmente: 1,258-0,9995=0,0263)

q - Unidade de descarga do difusor em $m^3.s^{-1}$, por metro do difusor

g - Aceleração gravitacional ($=9.806 m.s^{-2}$)

$\Delta\sigma$ - Variação da densidade na coluna de água expressa em unidades oceanográficas ($\Delta\sigma = 1000 (1 - \rho)$, quando $\rho = 1.0258$, $\Delta\sigma = 25,80$)

Para os valores normais de ρ e $\Delta\sigma$, descritos a cima, o modelo expressa-se (3.3):

$$Y_{\max} = (C_1 q^{2/3})/(\Delta\sigma) \quad (3.3)$$

onde: $C_1 = 41,67C^2$

Quando o valor de Número de *Froud* $F (=U^3/(g'\theta))$; U – velocidade da corrente em m.s⁻¹, g' – aceleração relativa á flutuabilidade, θ - orientação do difusor em relação à direcção da corrente) é menor que 0,1, $C=2,69$ e $C_1=301,5$ o valor de diluição inicial é independente da velocidade da corrente e da orientação do difusor. Representando o valor mínimo de diluição inicial. Nestes casos o modelo reduz-se a (3.4):

$$Y_{\max} = (301,5q^{2/3})/(\Delta\sigma) \quad (3.4)$$

A diluição inicial que ocorre no centro da pluma na altura máxima de ascensão (Y_{max}), é expressa como S_m , e pode ser determinada da seguinte forma (Ludwig, 1988) (3.5 e 3.6):

$$S_m = (1980/\Delta\sigma)/\Delta\rho \quad (3.5)$$

ou

$$S_m = 52/\Delta\sigma \quad (3.6)$$

3.2.3. Ressuspensão

O Coastal Engineering Research Centre, do US Army Corps of Engineers desenvolveu equações que descrevem a formação e propagação das ondas formadas a partir da acção do vento (CERC, 1977, 1984 in Booth et al., 2000). Estes modelos têm sido utilizados em ambientes marinhos, e os resultados obtidos têm sido concordantes com dados experimentais. No presente estudo, e de acordo com Booth et al. (2000), essas equações foram combinadas com a teoria das ondas de forma a obter um modelo capaz de prever a ocorrência de ressuspensão através da profundidade da coluna de água e da velocidade e direcção do vento.

As ondas superficiais são produzidas quando o vento atravessa a massa de água (Booth et al., 2000). A onda que atinge uma profundidade (d) que é maior uma vez e meia o comprimento de onda é classificada como uma onda profunda (Booth et al., 2000).

Quando $d < L/2$, a onda profunda atinge o fundo transferindo energia para os sedimentos, provocando ressuspensão (Pond e Pickard, 1983 in Booth et al., 2000). Assim, para uma determinada profundidade, $L_c = 2d$, é o comprimento de onda acima do qual se espera que ocorra ressuspensão. O comprimento de onda (L) está relacionado com o período de onda (T) por (CERC, 1984 in Booth et al., 2000) (3.7):

$$L = gT^2/2\pi \quad (3.7)$$

onde, g é a aceleração gravitacional ($9,8 \text{ ms}^{-2}$). O período de ondas induzidas pelo vento é determinado pela velocidade do vento, *fetch* e duração. No caso de serem utilizados

vectores de 24h de vento, o **Tp** pode ser estimado a partir da velocidade do vento (**U**) e *fetch* (**F**) de acordo com a seguinte equação (CERC, 1984 in Booth et al., 2000) (3.8):

$$gT_p/U_A = 0,2857(gF/U_A^2)^{1/3} \quad (3.8)$$

onde, **U_A** é o factor stress do vento que é determinado a partir de (3.9):

$$U_A = 0,71(UR_T)^{1,23} \quad (3.9)$$

O factor de correlação da estabilidade da camada de transição (**R_T**) é uma função da diferença de temperatura entre o ar e a superfície da água, que pode assumir o valor de 1,1 quando não aos dados de temperatura não estão disponíveis (CERC, 1984 in Booth et al., 2000).

3.2.4. Mortalidade de bactérias coliformes

Ludwig (1988) calcula a redução total de bactérias coliformes através do produto entre a diluição inicial, a difusão horizontal e a mortalidade de bactérias (3.10):

$$R = (S_a) (DH) (K_b) \quad (3.10)$$

Onde,

R - Redução total de bactérias coliformes

S_a – Diluição inicial

DH - Difusão horizontal

K_b - Mortalidade de bactérias coliformes

As bactérias coliformes são geralmente expressas como uma função de primeira ordem do decaimento, dada pela lei de Chick's (Kashefipour et al., 2006). Considerando a taxa de mortalidade, a variação de concentração em função do tempo pode ser dada pela seguinte equação (Kashefipour et al., 2006) (3.11):

$$dC/dt = -k_b C \quad (3.11)$$

onde, **C** é a concentração de bactérias coliformes e **k_b** é o coeficiente de mortalidade.

Outro parâmetro pode ser considerado em vez da mortalidade – T90, que é definido como o intervalo de tempo necessário para 90% das bactérias desapareçam.

Matematicamente o valor de T90 pode ser relacionado com o coeficiente de mortalidade, da seguinte forma (Kashefipour et al., 2006) (3.12):

$$T90 = (2.303/k_b) \times 24 \quad (3.12)$$

As unidades normalmente utilizadas para o coeficiente de mortalidade e T90 são os dias e horas, respectivamente.

A relação entre o coeficiente de mortalidade e a temperatura da água é dado por (Kashefipour et al., 2006) (3.13):

$$k_b = k_{b,20} \phi^{(T-20)} \quad (3.13)$$

Onde, **k_{b,20}** é o coeficiente de mortalidade a 20°C, **T** é a temperatura e **φ** um coeficiente empírico. Diferentes valores têm sido atribuídos a **φ**, por exemplo: 1.047 por Brown e Barnwell (1987), 1.07 (McCorquodale et al., 2004) e 1.087 Herrera e Gastillo (2000). Auer e Niehaus (1993) postularam que a temperatura não afecta o coeficiente de mortalidade e atribuem o valor unitário a **φ**. Enquanto Van der Steen et al., (2000) referiu um valor de 1.19 para **φ**, para temperaturas de água num intervalo de 2 a 21°C. Pelo que neste estudo se utiliza este valor.

A relação entre a mortalidade e a radiação solar tem sido referida na literatura, por exemplo: McCorquodale et al. (2004) ($k_L=0.06 \text{ h}^{-1}$) e Yukselen et al. (2003) ($k_L=0.129 \text{ h}^{-1}$, temperatura= 9.5°C e intensidade de radiação solar = 17.9 cal.cm^{-2}). Kashefipour et al. (2006) assumem que a mortalidade compreende duas partes: a mortalidade diurna (K_{Ld}) (3.14) e nocturno (k_{Ln}) (3.15):

$$K_L = K_{Ld} + k_{Ln} \quad (3.14)$$

e

$$K_{Ld} = f[I(t)] \quad (3.15)$$

Onde as unidades de K_L e I são dia^{-1} e Wm^{-2} , respectivamente. E, onde $I(t)$ é a radiação solar ao longo do tempo.

Tendo sido posteriormente calculado por Kashefipour et al., 2006 (3.16):

$$K_{Ld} = 2.63 + 0.236 I^{0.629} \quad (3.16)$$

Mancini (1978 in Bowie et al., 1985) desenvolveu uma equação (3.17) que descreve o efeito da radiação solar na mortalidade de bactérias coliformes, em água do mar:

$$K_{Ld} = I_A \cdot (1 - e^{-K_e H}) / (K_e H) \quad (3.17)$$

Onde,

K_{Ld} – Coeficiente de mortalidade diurna

I_A - Irradiação média imediatamente abaixo da superfície da água ($\text{cal.cm}^{-2}.\text{d}^{-1}$)

K_e – Coeficiente de atenuação da luz (m^{-1})

H – Altura da coluna de água (m)

A diminuição da intensidade luminosa através da coluna de água é designada de atenuação da luz, e é causada pela combinação das propriedades da matéria particulada existente da coluna de água, sendo considerada aparentemente uma propriedade da água (Mishra et al., 2005). Segundo os mesmos autores, este coeficiente não varia

significativamente com as alterações da intensidade de radiação solar devidas a elevação solar. Outros factores que podem influenciar a atenuação da luz são a cobertura do céu por nuvens, ondulação, profundidade e elevação solar (Hojerslev, N. K., 1986).

Mancini (1978 in Bowie et al., 1985), desenvolveu um modelo de mortalidade (3.18) que combina a presença e ausência de radiação (no escuro/ noite):

$$K' = [(0.8 + 0.0006 * S) * 1.07^{(T-20)}] / 24 + K_{Ln} \quad (3.18)$$

Onde,

S – Salinidade

T - Temperatura

Pelo que:

$$K_{Ln} = [(0.8 + 0.0006 * S) * 1.07^{(T-20)}] / 24 \quad (3.19)$$

Onde,

K_{Ln} – Coeficiente de mortalidade nocturna

S – Salinidade (ppt)

T - Temperatura

A relação entre a mortalidade e a salinidade pode ser definida pela seguinte equação (McCorquodale et al., 2004) (3.20):

$$k_s = 0.00014 S^2 + 0.0024 S + 0.0253 \quad (3.20)$$

Onde,

k_s – Coeficiente de mortalidade pela salinidade

S – Salinidade

A relação entre a mortalidade e a sedimentação pode ser definida pela seguinte equação (McCorquodale et al., 2004) (3.21):

$$k_p = F_p(V_s/H) = 0,04/H \quad (3.21)$$

Onde,

k_p – Coeficiente de mortalidade pela sedimentação

F_p – Fracção de bactérias coliformes agarrada ao sedimento suspenso

V_s – Velocidade de sedimentação das partículas (m/h)

H – Altura da coluna de água

A relação entre a mortalidade e a presença de predadores pode ser definida pela seguinte equação na presença de predadores (3.22) e ausência de predadores (3.23) (Yang et al., 2000):

$$k_{p+} = -2.8787 \times 10^{-2} + 3.491 \times 10^{-7}L + 1.4365 \times 10^{-3}S \quad (3.22)$$

$$k_{p-} = 6.537 \times 10^{-3} - 1.5299 \times 10^{-7}L + 1.5566 \times 10^{-4}S - 1.8111 \times 10^{-4}Rv + 1.6312 \times 10^{-12}L^2 + 3.6222 \times 10^{-9}LRv \quad (3.23)$$

Onde,

k_{p+} – Coeficiente de mortalidade devido à presença de predadores (min^{-1})

k_{p-} – Coeficiente de mortalidade devido à ausência de predadores (min^{-1})

L – Intensidade da luz (lux)

S – Salinidade

Rv – Relação volumétrica da mistura (água do mar: água residual) (1:50)

A mortalidade de bactérias ao longo do tempo pode ser calculado pela expressão (McCorquodale et al., 2004) (3.24):

$$C = (C_0 - C_b) (1 - \Delta t \cdot k) + C_b \quad (3.24)$$

Onde,

C – Concentração de bactérias coliformes (UFC/100 ml)

C₀ – Concentração de bactérias coliformes transportadas antes da mortalidade (UFC/100 ml)

C_b – Concentração de bactérias coliformes existentes anteriormente (UFC/100 ml)

Δt – Período de tempo (h)

K – Coeficiente de mortalidade

Sendo $k = k_b (k_s + k_p + k_L + k_{p+})$ (3.25)

K_b – Coeficiente de mortalidade pela temperatura

k_s – Coeficiente de mortalidade pela salinidade

k_p – Coeficiente de mortalidade pela sedimentação

k_L – Coeficiente de mortalidade pela radiação solar

k_{p+} – Coeficiente de mortalidade devido à presença de predadores

3.3. Parametrização

Segundo Ludwig (1988), quando as condições topográficas oceânicas o permitem, a descarga de águas residuais através de emissários submarinos deverá ser efectuada a pelo menos 20 metros de profundidade. O difusor de um emissário submarino é normalmente concebido de forma a proporcionar uma diluição inicial entre 100 e 150, nas condições marítimas e de estratificação mais desfavoráveis (Ludwig, 1988). Neste modelo foram efectuadas simulações em duas profundidades, 20 e 40m e foi considerada uma diluição inicial de 150 (Tabela 3.1).

No presente modelo, foram efectuadas simulações durante o período de Verão. Os dados da temperatura da água à superfície (em 1 de Julho de 2006) e de radiação solar (em 1 de Julho de 2004) foram obtidos na bóia – ondógrafo não direcciona localizada no Cabo de Sines (37° 55' 16" N, 37° 55' 16" N) e na estação meteorológica do Cabo de Sines, respectivamente (dados cedidos pela Administração do Porto de Sines).

O resumo das equações utilizadas no modelo de mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras, valores paramétricos considerados e respectivas fontes de informação são apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. – Resumo das equações utilizadas no presente modelo, valores paramétricos considerados e respectivas fontes de informação.

DILUIÇÃO INICIAL				
Equação		$C_f(t) = C_a + [(C_e(t) - C_a)/S_a(t)]$		
3.1				
	Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
C_a	Concentração ambiental	0		
C_e	Concentração no efluente	10×10^7	UFC/100mL	Tetra Tech, 2000
S_a	Diluição inicial	150		Ludwig, 1988
ALTURA MÁXIMA ATINGIDA PELA PLUMA NA COLUNA DE ÁGUA				
Equação		$Y_{\max} = [(1000)\rho^{1/3}\Delta\rho^{2/3}C^2q^{2/3}]/(g^{1/3}\Delta\sigma)$		
3.2				
	Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
Y_{\max}	Altura máxima	-	m	
ρ	Densidade da água do mar	1,0258		Ludwig, 1988
$\Delta\rho$	Densidade da água do mar – densidade da água do efluente	0,0263		Ludwig, 1988
q	Unidade de descarga do difusor	1,7	$m^3.s^{-1}$	
g	Aceleração gravitacional	9,806	$m.s^{-2}$	
$\Delta\sigma$	Variação da densidade na coluna de água	25,8		Roberts (1980 in Ludwig, 1988)
C^2	$C=301,5/41,67=7,24$	7,24		Roberts (1980 in Ludwig, 1988)

Tabela 3.1 (continuação)

RESSUSPENSÃO				
Equação 3.7	$L = gT_p^2/2\pi$			
Equação 3.8	$gT_p/U_A = 0,2857(gF/U_A^2)^{1/3}$			
Equação 3.9	$U_A = 0,71(U_{R_T})^{1,23}$			
Parâmetro		Valor	Unidades	Fonte
L	Comprimento de onda	-		
g	Aceleração gravitacional	9,806	m.s ⁻²	
T _p	Período de onda	calculado	m	
U	Velocidade do vento	90	Km.h ⁻¹	arbitrário
		30	Km.h ⁻¹	arbitrário
U _A	Factor de stress do vento	calculado		
R _T	Factor de correlação da estabilidade da camada de transição	1,1		CERC, 1984 in Booth et al., 2000
F	Fetc h do vento	1,1		
MORTALIDADE DE BACTÉRIAS COLIFORMES				
Equação 3.10	$R = (S_a) (DH) (K_b)$			
Parâmetro		Valor	Unidades	Fonte
R	Redução total de bactérias coliformes	-		
S _a	Diluição inicial	150		Ludwig, 1988
DH	Difusão horizontal	2		Ludwig, 1988
K _b	Mortalidade de bactérias coliformes	-		
MORTALIDADE DE BACTÉRIAS COLIFORMES - Função de 1ªOrdem				
Equação 3.11	$dC/dt = -k_b C$			
Parâmetro		Valor	Unidades	Fonte
k _b	Coeficiente de mortalidade			
C	Concentração de bactérias coliformes		UFC/ 100mL	

Tabela 3.1 (continuação)

T90				
Equação		$T90 = (2.303/k_b) \times 24$		
3.12				
	Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
T90	Intervalo de tempo necessário para 90% das bactérias desapareçam	-		
k_b	Coeficiente de mortalidade	-		
MORTALIDADE DE BACTÉRIAS COLIFORMES - Função da temperatura				
Equação		$k_b = k_{b,20} \phi^{(T-20)}$		
3.13				
	Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
k_b	Coeficiente de mortalidade	-		
$k_{b,20}$	Coeficiente de mortalidade a 20'	0,301		Tetra Tech, 1985
T	Temperatura	0-8h: 18,15	°C	Administração do Porto de Sines (APS)
		9-12h: 18,43	°C	
		13-16h: 19,44	°C	
		17-20h: 18,45	°C	
		21-24h: 18,56	°C	
		15,4 (-40m)	°C	SNIRH, Cabo de Sines, Novembro 2002
ϕ	Coeficiente empírico	1,190		Van der Steen et al., 2000
MORTALIDADE DE BACTÉRIAS COLIFORMES - Função da salinidade				
Equação		$k_s = 0.00014 S^2 + 0.0024 S + 0.0253$		
3.20				
	Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
k_s	Coeficiente de mortalidade pela salinidade	-	-	
S	Salinidade	36		SNIRH - Cabo de Sines, Novembro 2002

Tabela 3.1 (continuação)

MORTALIDADE DE BACTÉRIAS COLIFORMES - Função da radiação solar				
Equação				
3.14	$K_L = K_{Ld} + k_{Ln}$			
Equação				
3.17	$K_{Ld} = I_A * (1 - e^{-K_e H}) / (K_e H)$			
Equação				
3.18	$K_{Ln} = [(0.8 + 0.0006 * S) * 1.07^{(T-20)}] / 24$			
Parâmetro		Valor	Unidades	Fonte
K_L	Mortalidade em função da radiação solar	-		
K_{Ld}	Mortalidade diurno	-		
k_{Ln}	Mortalidade nocturno	-		
I_A	Irradiação média imediatamente abaixo da superfície da água	0-7h: 0	W.m ⁻²	Valores médios, Cabo de Sines (Administração do Porto de Sines, 1 Julho 2004)
		8-11h : 499	W.m ⁻²	
		11-14h: 893	W.m ⁻²	
		14-17h: 722	W.m ⁻²	
		17-20h: 263	W.m ⁻²	
		21-24h: 0	W.m ⁻²	
K_e	Coeficiente de atenuação da luz	2		arbitrário
H	Altura da coluna de água	45	m	arbitrário
		20	m	arbitrário
S	Salinidade	36		SNIRH - Cabo de Sines, Novembro 2002
T	Temperatura	0-8h: 18,15	°C	Administração do Porto de Sines (APS)
		9-12h: 18,43	°C	
		13-16h: 19,44	°C	
		17-20h: 18,45	°C	
		21-24h: 18,56	°C	
		15,4 (-40m)	°C	SNIRH, Cabo de Sines, Novembro 2002

Tabela 3.1 (continuação)

DECAIMENTO DE BACTÉRIAS COLIFORMES - Função da sedimentação				
Equação		$k_p = F_p(V_s/H) = 0,04/H$		
3.21				
Parâmetro		Valor	Unidades	Fonte
k_p	Coeficiente de mortalidade pela sedimentação	-	-	
F_p	Fracção de bactérias coliformes agarrada ao sedimento suspenso	-	-	
V_s	Velocidade de sedimentação das partículas	-	m.h ⁻¹	
H	Altura da coluna de água	45	m	arbitrário
		20	m	arbitrário
MORTALIDADE DE BACTÉRIAS COLIFORMES - Função de predadores				
Equação		$k_{p-} = 6.537 \times 10^{-3} - 1.5299 \times 10^{-7} L + 1.5566 \times 10^{-4} S - 1.8111 \times 10^{-4} R_v +$		
3.23		$+ 1.6312 \times 10^{-12} L^2 + 3.6222 \times 10^{-9} L R_v$		
Parâmetro		Valor	Unidades	Fonte
k_{p+}	Coeficiente de mortalidade devido à presença de predadores	-	-	
L	Intensidade da luz	0-7h: 0	W.m ⁻²	Valores médios, Cabo de Sines (Administração do Porto de Sines, 1 Julho 2004)
		8-11h : 499	W.m ⁻²	
		11-14h: 893	W.m ⁻²	
		14-17h: 722	W.m ⁻²	
		17-20h: 263	W.m ⁻²	
		21-24h: 0	W.m ⁻²	
S	Salinidade	36		SNIRH - Cabo de Sines, Novembro 2002
Rv	Relação volumétrica da mistura (água do mar: água residual)	1:50		Yang et al., 2000

Tabela 3.1 (continuação)

MORTALIDADE DE BACTÉRIAS COLIFORMES - ao longo do tempo				
Equação				
3.24	$C = (C_0 - C_b) (1 - \Delta t \cdot k) + C_b$			
Equação				
3.25	$k = k_b (k_s + k_p + k_L + k_{p+})$			
Parâmetro		Valor	Unidades	Fonte
K_b	Coeficiente de mortalidade pela temperatura	-	-	
k_s	Coeficiente de mortalidade pela salinidade	-	-	
k_p	Coeficiente de mortalidade pela sedimentação	-	-	
k_L	Coeficiente de mortalidade pela radiação solar	-	-	
k_{p+}	Coeficiente de mortalidade devido à presença de predadores	-	-	

4. Aplicação do modelo

4.1. Introdução

O modelo de decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras foi aplicado considerando os factores temperatura, radiação solar, salinidade, presença de predadores, diluição inicial, sedimentação e ressuspensão.

Na figura 4.1 é apresentado o aspecto geral do modelo desenvolvido.

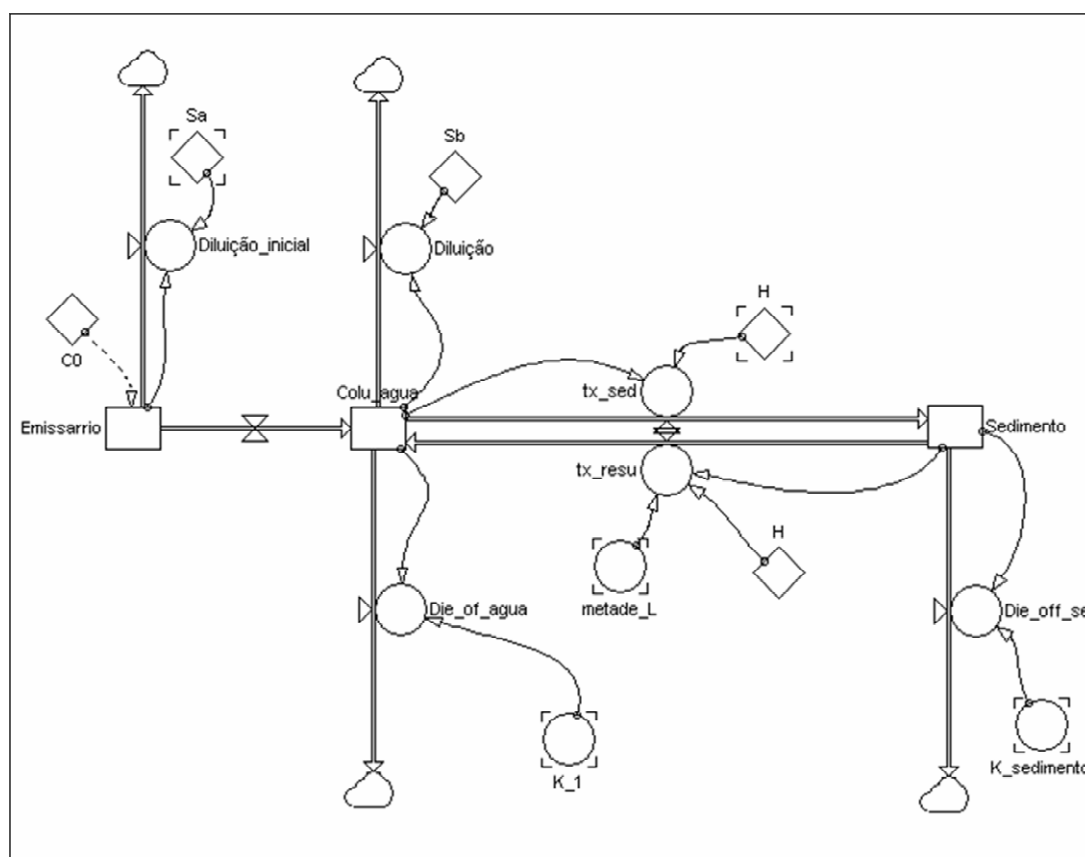


Figura 4.1 – Aspecto geral do modelo de decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras.

4.2. Decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras

Na componente *Emissário*, foi simulado o decaimento de bactérias coliformes considerando o factor diluição inicial (Figuras 4.2 e 4.3).

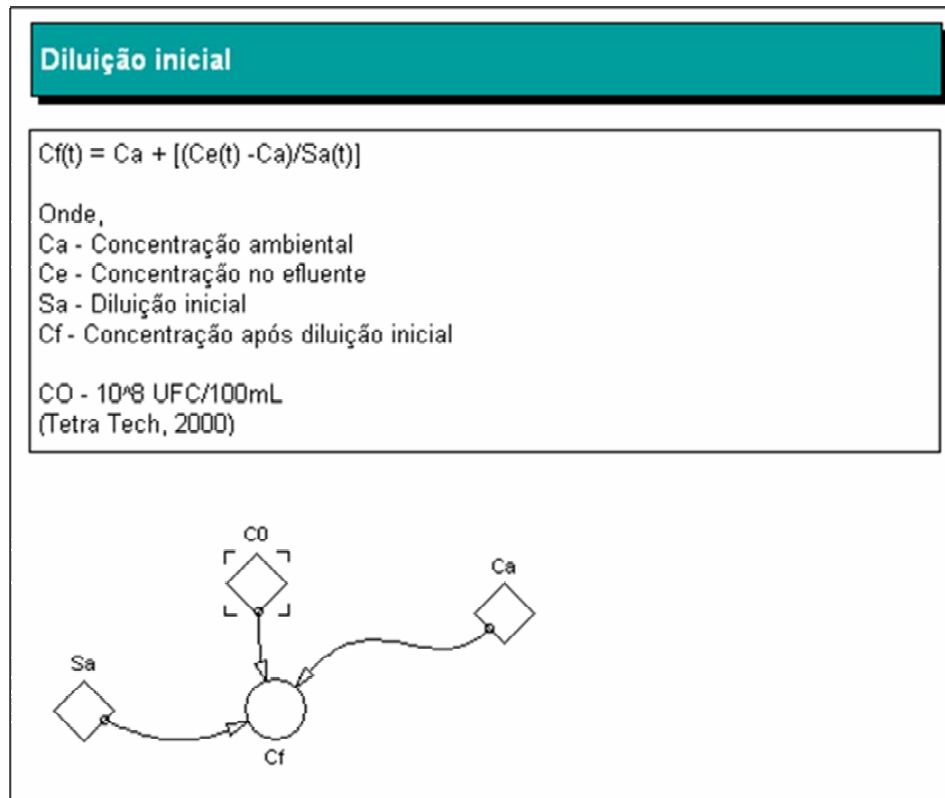


Figura 4.2 - Aspecto do modelo - diluição inicial.

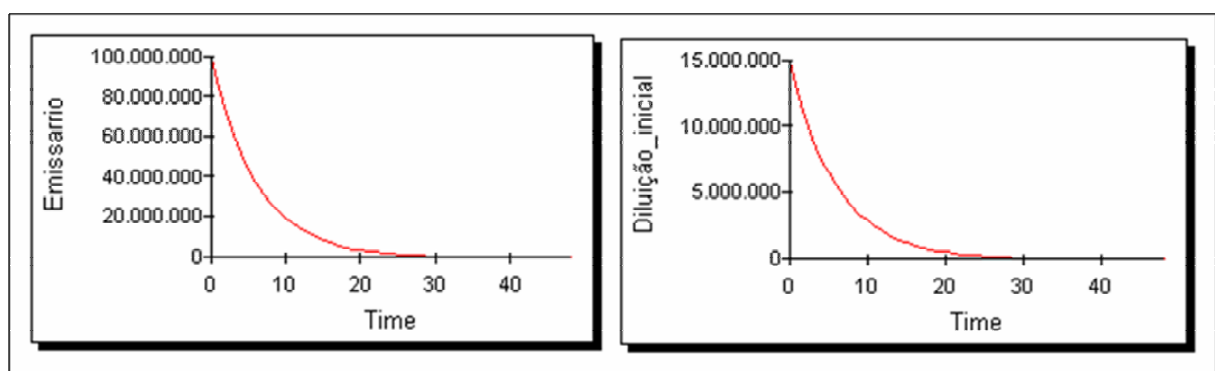


Figura 4.3 – Simulação do decaimento de bactérias coliformes, imediatamente após a descarga em águas costeiras (componente Emissário), considerando o factor diluição inicial (Time = tempo em horas).

Na *Coluna de Água*, o decaimento de bactérias coliformes foi simulado em função da diluição, sedimentação (Figura 4.4) e mortalidade, considerando os factores temperatura (Figura 4.5), salinidade (Figura 4.6), radiação solar (Figura 4.7) e presença de predadores (Figura 4.8).

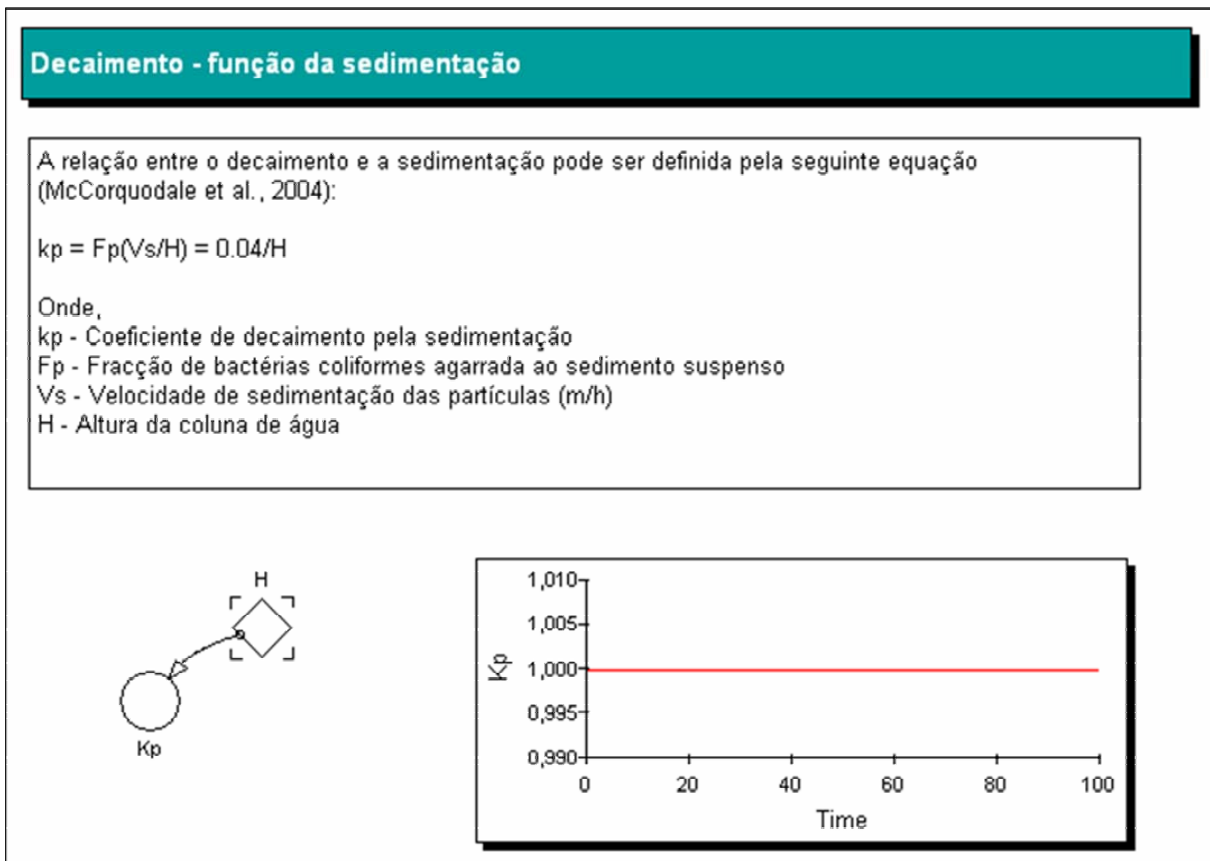


Figura 4.4 - Aspecto do modelo – decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras em função da sedimentação (Time = tempo em horas).

Mortalidade - função da temperatura (superfície)

A relação entre a mortalidade e a temperatura da água é dada por (Kashefipour et al., 2006):

$$k_b = k_{b,20} \times (T-20)^x$$

Onde:

$k_{b,20}$ - coeficiente de decaimento a 20°C

T - temperatura

x - coeficiente empírico (1.19 - Van der Steen et al., 2000)

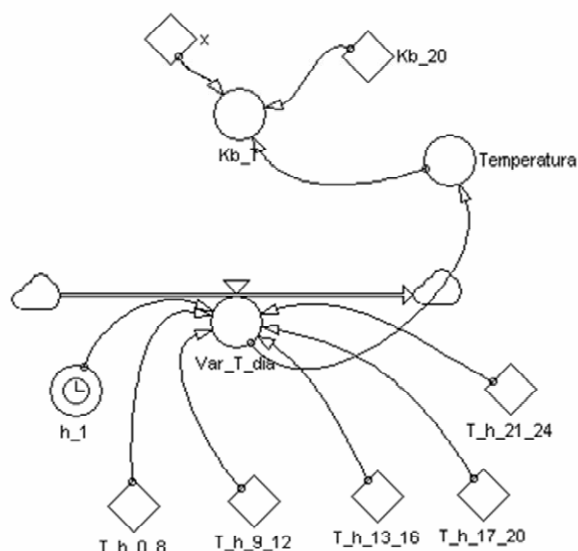
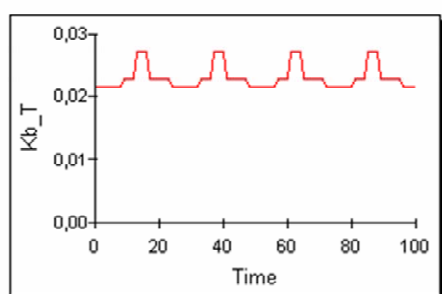


Figura 4.5 - Aspecto do modelo – mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras em função da temperatura da água à superfície (Time = tempo em horas; K_b_T = coeficiente de mortalidade).

Mortalidade - função da salinidade

A relação entre o decaimento e a salinidade pode ser definida pela seguinte equação (McCorquodale et al., 2004):

$$k_s = 0.00014 S^2 + 0.0024 S + 0.0253$$

onde,

k_s - Coeficiente de mortalidade pela salinidade

S - Salinidade (ppt)

Salinidade: 36 (SNIRH - Cabo de Sines, Novembro 2002)

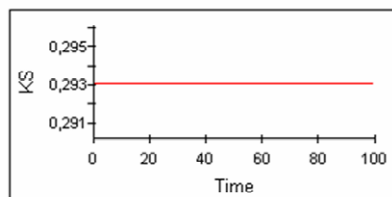
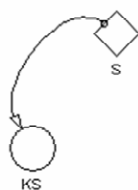


Figura 4.6 - Aspecto do modelo – mortalidade bactérias coliformes em águas costeiras em função da salinidade da água (Time = tempo em horas).

Mortalidade - função da radiação solar

A relação entre a mortalidade e a radiação solar tem sido referida na literatura, por exemplo McCorquodale et al. (2004) ($k_L=0.06$ h). Kashefipour et al. (2006) assume que o coeficiente de decaimento compreende duas partes: mortalidade diurna (k_{Ld}) e nocturna (k_{Ln}):

$$K_L = K_{Ld} + k_{Ln} \quad \text{e} \quad K_{Ld} = f[I(t)]$$

Onde, $I(t)$, é a radiação solar ao longo do tempo.

Tendo sido posteriormente calculado (Kashefipour et al., 2006): □
 $k_{Ln} = 2.63 + 0.236 I^{-0.629}$

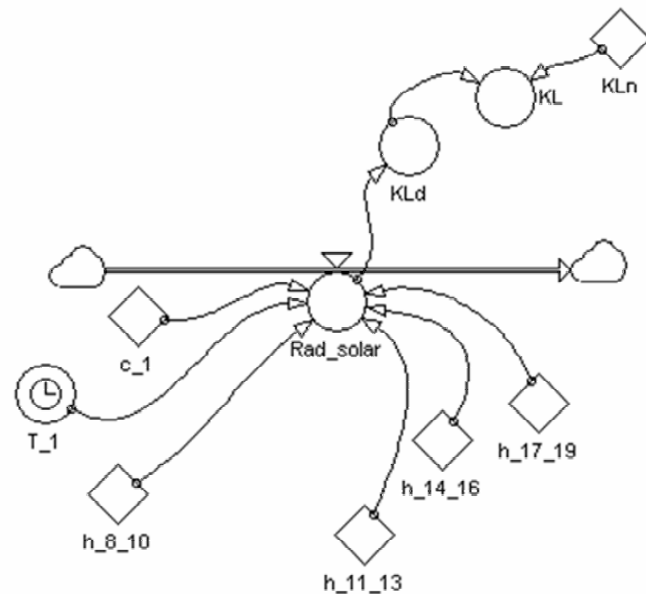
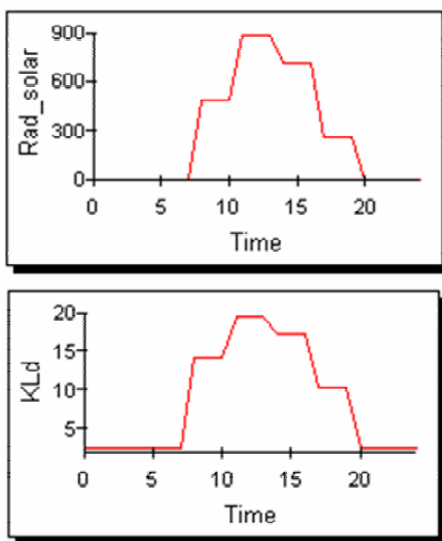


Figura 4.7 - Aspecto do modelo – mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras em função da radiação solar (Time = tempo em horas).

Mortalidade - função da presença de predadores

A relação entre a mortalidade e a presença de predadores pode ser definida pela seguinte equação (Yang et al., 2000):

$$kp+ = -2.8787 \times 10^{-2} + 3.491 \times 10^{-7}L + 1.4365 \times 10^{-3}S$$

$$kp- = 6.537 \times 10^{-3} - 1.5299 \times 10^{-7}L + 1.5566 \times 10^{-4}S - 1.8111 \times 10^{-4}Rv + 1.6312 \times 10^{-12}L^2 + 3.6222 \times 10^{-9}LRv$$

Onde,

kp+ - Coeficiente de mortalidade devido à presença de predadores (min-1)

kp- - Coeficiente de mortalidade devido à ausência de predadores (min-1)

L - Intensidade da luz (lux)

S - Salinidade

Rv - Relação volumétrica da mistura (água do mar: água residual) (1:50)

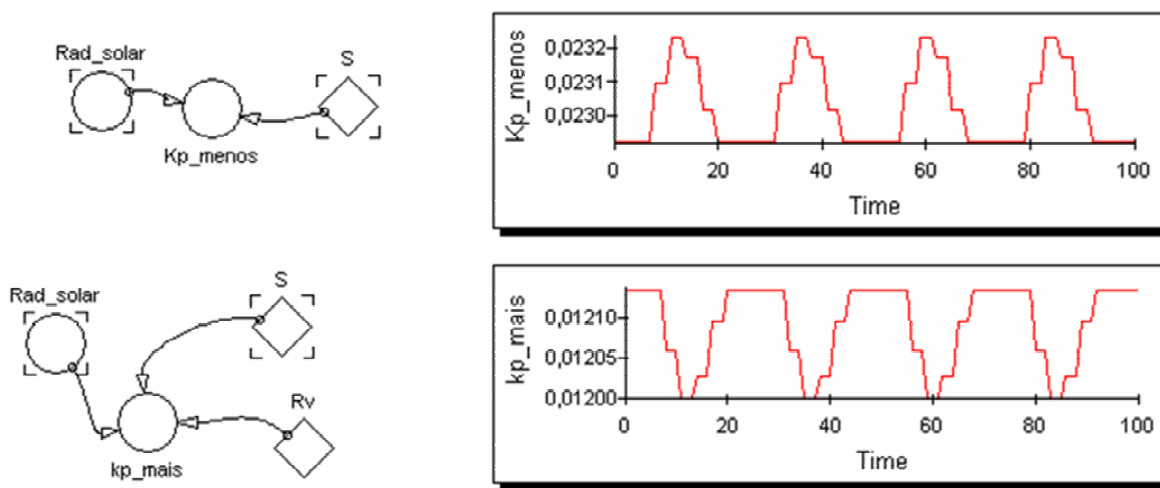


Figura 4.8 - Aspecto do modelo – mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras em função da presença de predadores (Time = tempo em horas).

A simulação da mortalidade de bactérias coliformes ao longo do tempo é apresentada na figura 4.9. O coeficiente de mortalidade apresenta uma variação horária ao longo do tempo, o que está relacionado com a mortalidade causada pela radiação solar e pela temperatura que varia ao longo do dia (Figura 4.10). No período noturno (sem influência da radiação solar e com temperaturas mais baixas), o coeficiente de mortalidade é muito mais baixo do que durante o período diurno, com valores mais elevados entre as 11 e as 14 horas, de cada dia.

Mortalidade ao longo do tempo

A mortalidade bacteriana ao longo do tempo pode ser calculado pela expressão (McCorquodale et al., 2004):

$$C = (C_0 - C_b) (1 - t \cdot k) + C_b$$

Onde,

C - Concentração de bactérias coliformes (UFC/100 ml)

C₀ - Concentração de bactérias coliformes transportadas antes do decaimento (UFC/100 ml)

C_b - Concentração de bactérias coliformes existentes anteriormente (UFC/100 ml)

t - Período de tempo (h)

K - coeficiente de mortalidade

Sendo $k = k_1 = k_b (k_s + k_p + k_L + k_{p+})$

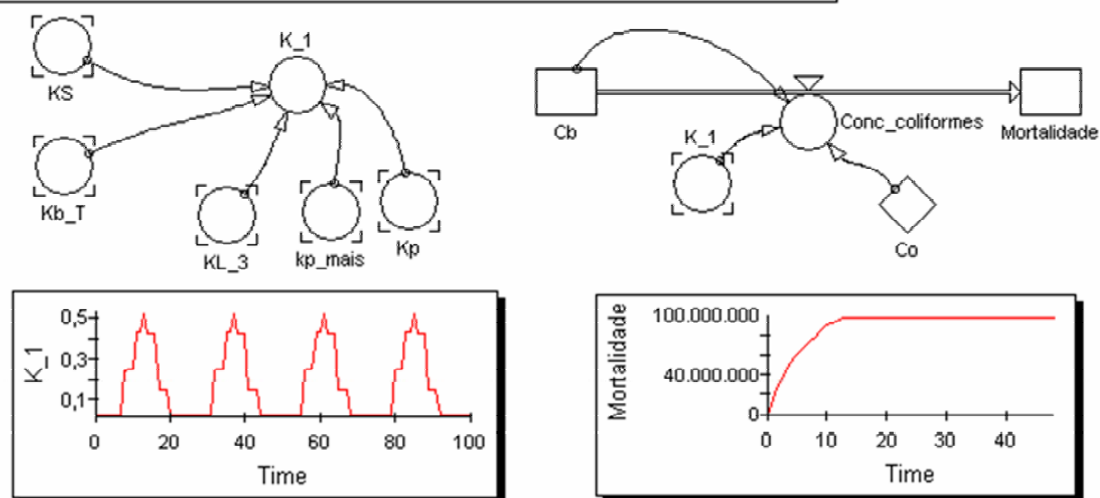


Figura 4.9 - Aspecto do modelo – decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras ao longo do tempo (Time = tempo em horas; K_bT = K_b = Coeficiente de mortalidade pela temperatura da água do mar; K_S = Coeficiente de mortalidade pela salinidade; K_p = Coeficiente de decaimento pela sedimentação; K_L = Coeficiente de mortalidade pela radiação solar; K_{p+} = Coeficiente de mortalidade devido à presença de predadores).

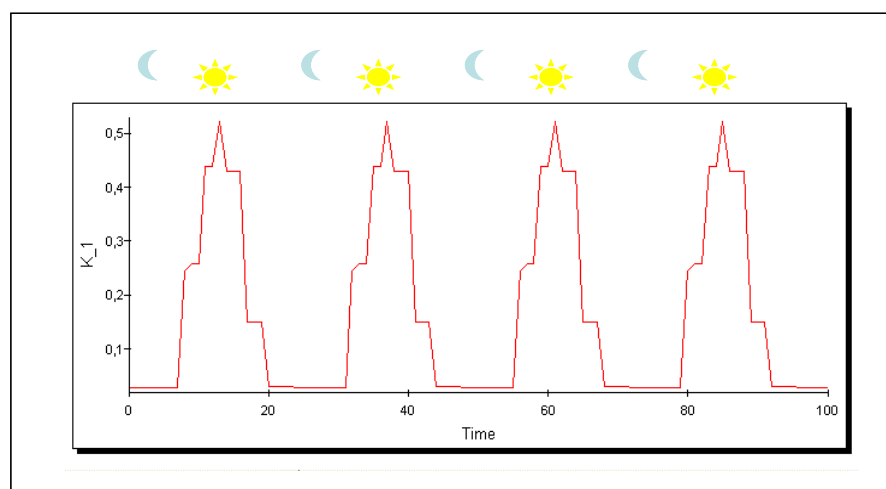


Figura 4.10 – Variação do coeficiente de mortalidade ao longo do tempo (Time = tempo em horas; ☾ - período noturno; ☀ - período diurno).

No *Sedimento*, foi simulada a concentração de bactérias coliformes considerando a influência dos factores sedimentação (Figura 4.4), ressuspensão (Figura 4.11 e 4.12) e a mortalidade, considerando os factores temperatura (Figura 4.13), salinidade (Figura 4.6) e presença de predadores (Figura 4.8). A variação de concentração de bactérias coliformes ao longo do dia deve-se ao facto da sedimentação ocorrer em função da concentração destas bactérias na *Coluna de Água*, que apresentam uma variação a pequena escala temporal.

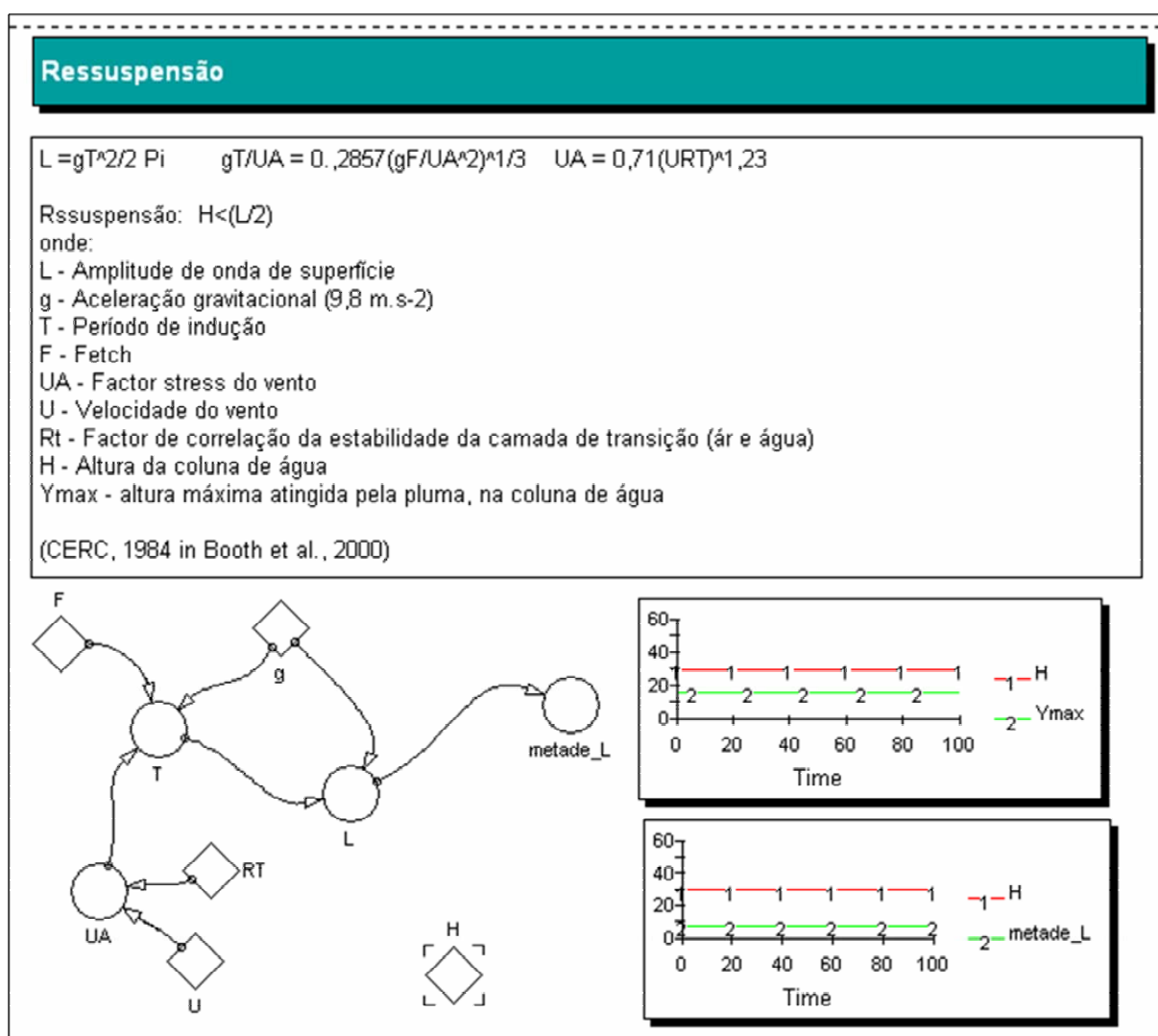


Figura 4.11 - Aspecto do modelo – simulação de ocorrência / não ocorrência de ressuspensão (Time = tempo em horas).

Altura máxima atingida pela pluma na coluna de água

$$Y_{\max} = (301,5q^{2/3})/(dS)$$

$$Y_{\max} = [(1000) r^{1/3} Dr^{2/3} C^{2/3} q^{2/3}]/(g^{1/3} Dt)$$

Onde,

Y_{\max} - Altura máxima (m)

r - Densidade da água do mar (normalmente: 1,0258)

Dr - Densidade da água do mar - densidade da água do efluente (normalmente: 1,258-0,9995=0,0263)

q - Unidade de descarga do difusor em $3m.s^{-1}$, por metro do difusor

g - Aceleração gravitacional ($=9.806 m.s^{-2}$)

Dt - Variação da densidade na coluna de água expressa em unidades oceanográficas ($=25,80$, para densidade da água do mar=1,0258)

C - concentração

(Roberts, 1980 in Ludwig, 1988)

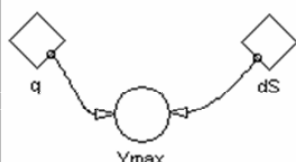


Figura 4.12 - Aspecto do modelo – simulação de altura máxima atingida pela pluma da mistura de água residual e água do mar na coluna de água (Time = tempo em horas).

Mortalidade - função da temperatura (profundidade)

A relação entre a mortalidade e a temperatura da água é dado por (Kashefipour et al., 2006):

$$k_b = k_{b,20} \times x^{(T-20)}$$

Onde:

$k_{b,20}$ - coeficiente de decaimento a $20^{\circ}C$

T - temperatura

x - coeficiente empírico (1.19 - Van der Steen et al., 2000)

Temperatura: $15,4^{\circ}C$ (em profundidade) (SNIRH - Cabo de Sines, Novembro 2002)

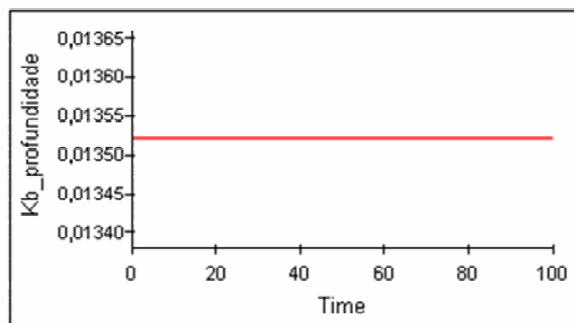
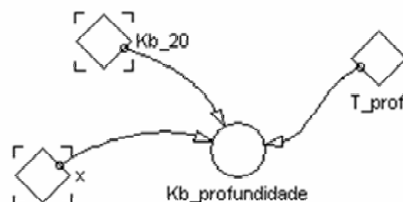


Figura 4.13 - Aspecto do modelo – mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras em função da temperatura da água à superfície (Time = tempo em horas; Kb_T = coeficiente de mortalidade).

A comparação dos valores de radiação solar e temperatura observados no Cabo de Sines, cedidos pela Administração do Porto de Sines, e simulados no presente modelo é apresentada na Figura 4.14.

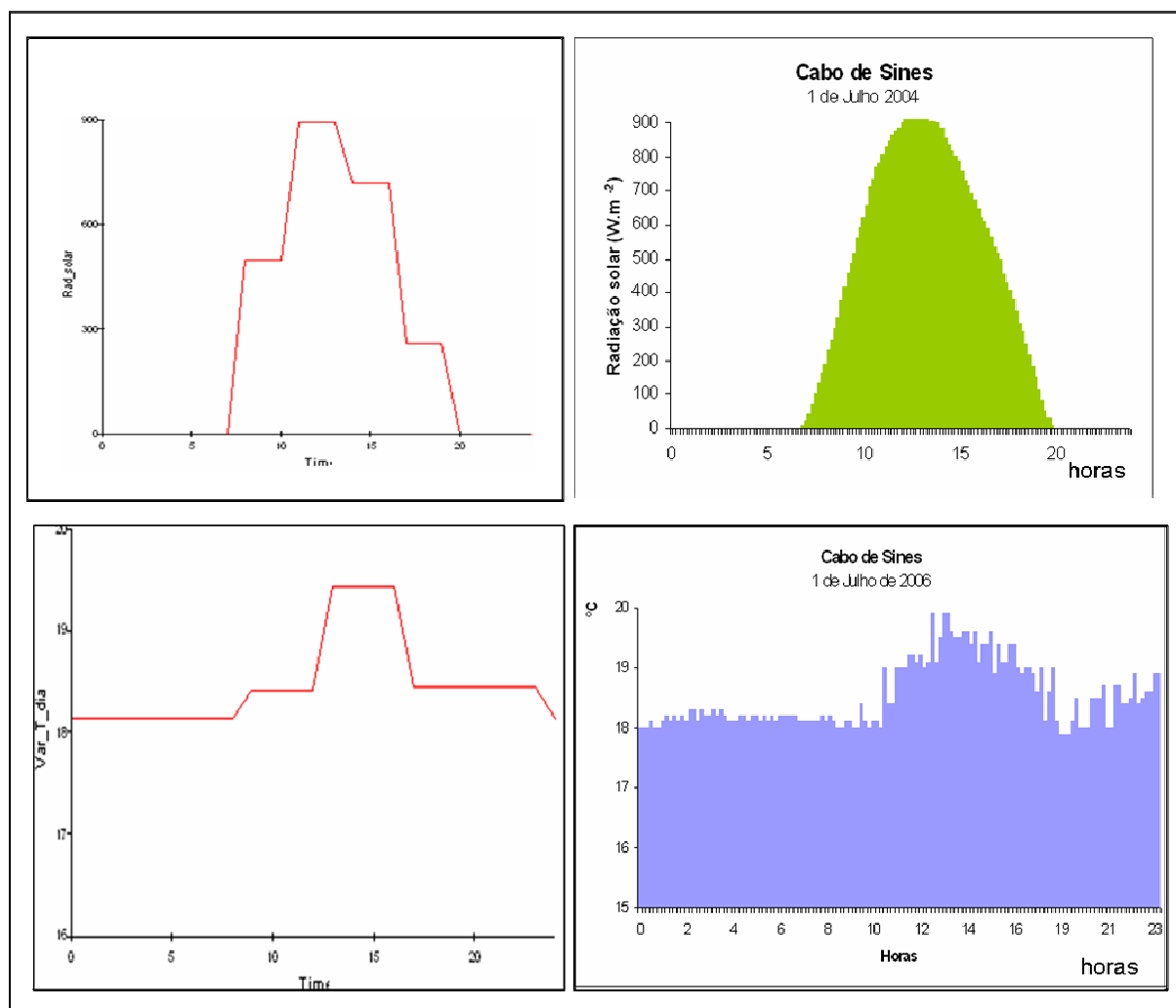


Figura 4.14 – Comparação entre os valores de radiação solar e temperatura, observados no Cabo de Sines (cedidos pela Administração do porto de Sines) e simulados no presente modelo.

O presente modelo permite simular a concentração de bactérias coliformes na *Coluna de Água* e no *Sedimento*, considerando a ocorrência/ não ocorrência de ressuspensão e de estratificação (Figura 4.15).

Na simulação da ocorrência de estratificação, considera-se que a pluma da mistura de água residual e água do mar não atinge a superfície. Nestas condições, a mortalidade de bactérias coliformes na *Coluna de Água* é simulada sem a acção da radiação solar.

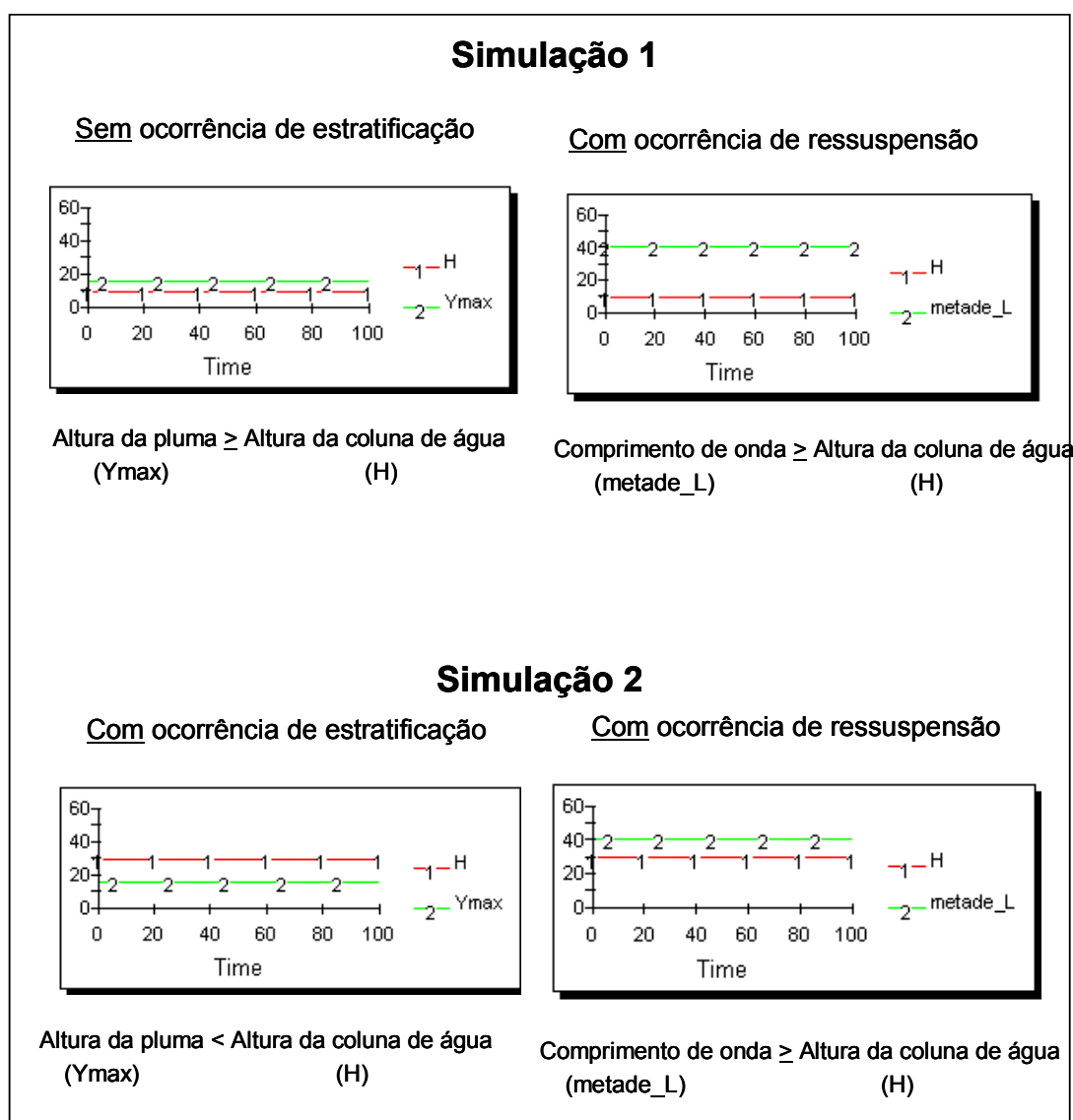
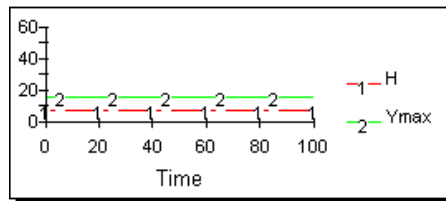


Figura 4.15 – Diferentes possibilidades de simulação do presente modelo, considerando a ocorrência/ não ocorrência de estratificação e ressuspensão na componente Coluna de Água.

Figura 4.15 (continuação)

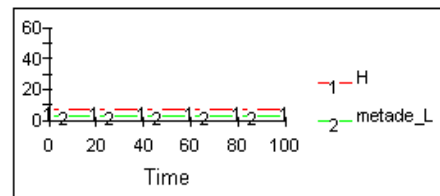
Simulação 3

Sem ocorrência de estratificação



Altura da pluma \geq Altura da coluna de água
(Ymax) (H)

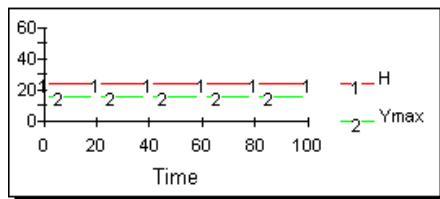
Sem ocorrência de ressuspensão



Comprimento de onda $<$ Altura da coluna de água
(metade_L) (H)

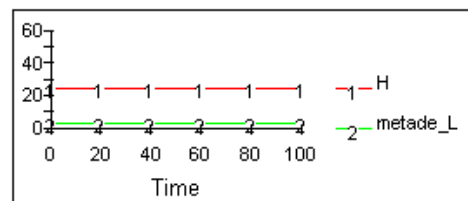
Simulação 4

Com ocorrência de estratificação



Altura da pluma $<$ Altura da coluna de água
(Ymax) (H)

Sem ocorrência de ressuspensão



Comprimento de onda $<$ Altura da coluna de água
(metade_L) (H)

A concentração de bactérias coliformes na *Coluna de Água* e no *Sedimento*, considerando as quatro diferentes simulações, está representada na figura 4.16.

Na simulação sem estratificação vertical, a concentração de bactérias coliformes na componente *Coluna de Água* decresce rapidamente durante o período diurno, devido à influência da radiação solar na mortalidade destes organismos.

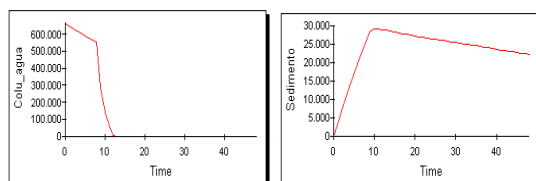
Neste cenário, na componente *Sedimento*, a concentração de bactérias coliformes vai aumentando ao longo do tempo, consequência do decaimento na coluna de água, e apresentando depois uma diminuição progressiva devido à mortalidade verificada nesta componente. Na simulação onde ocorre ressuspensão, este decaimento é mais acentuado.

Na simulação com estratificação vertical, considerando-se a mortalidade de bactérias coliformes não influenciada pelo factor radiação solar, a concentração destas bactérias na componente *Coluna de água* vai diminuindo ao longo do tempo, demorando mais tempo a atingir a concentração nula do que na simulação onde não ocorre estratificação.

Neste cenário e sem ocorrência de ressuspensão, na componente *Sedimento*, a concentração de bactérias coliformes vai aumentando ao longo do tempo até ser atingido um ponto de equilíbrio. Quando ocorre ressuspensão, após esse equilíbrio há um decaimento da concentração destas bactérias nesta componente.

SEM ESTRATIFICAÇÃO VERTICAL

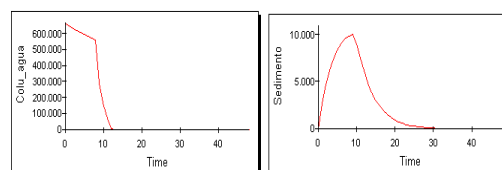
sem ressuspensão



coluna de água

sedimento

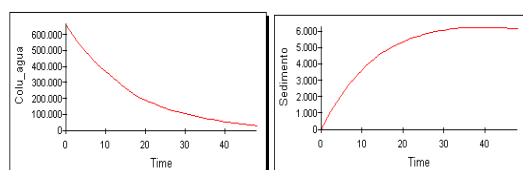
com ressuspensão



coluna de água

sedimento

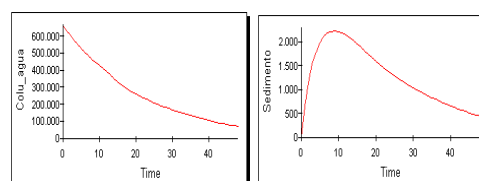
sem ressuspensão



coluna de água

sedimento

com ressuspensão



coluna de água

sedimento

COM ESTRATIFICAÇÃO VERTICAL

Figura 4.16 – Simulação do decaimento de bactérias coliformes (UFC/100 mL), nas componentes Coluna de Água e Sedimento, em situação de ocorrência / não ocorrência de estratificação vertical e ressuspensão.

5. Discussão

No presente trabalho é apresentado um modelo matemático do decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras, após a descarga através de um emissário submarino. Na construção deste modelo, foram tidos em consideração diversos factores que influenciam o decaimento destes microrganismos no ambiente marinho: diluição inicial, sedimentação, ressuspensão e mortalidade devida aos factores: temperatura, salinidade, radiação solar, presença de predadores. Os resultados obtidos, mostram que o factor radiação solar é o factor com maior influência na mortalidade de bactérias coliformes em águas costeiras. Esta constatação foi também observada por outros autores (Chandran e Hatha, 2005; Fujioka et al., 1981; Rozen e Belkin, 2001; Sinton et al., 1994). O presente modelo, mostra que em condições de estratificação vertical, a pluma da mistura de água residual e água do mar não atinge a superfície, o decaimento de bactérias coliformes é muito mais elevado quando comparado com situações sem estratificação. A diminuição da eficácia deste “tratamento natural” de efluentes pode ocorrer quando a presença de partículas sólidas (sólidos suspensos e/ou dissolvidos, fitoplâncton e zooplâncton) e as próprias características da água, atenuam a penetração da radiação na massa de água. Estes factores devem ser considerados aquando do planeamento e construção de emissários submarinos.

O coeficiente de decaimento de bactérias coliformes em função da radiação é frequentemente utilizado em estudos de monitorização (ex.: Kay et al., 2005).

Muitos estudos têm evidenciado que estes microrganismos podem sobreviver e até crescer nos sedimentos marinhos (Obiri-danso e Jones, 2000; Whitman e Nevers, 2003). Após a descarga de efluentes através de emissários submarinos, estes microrganismos

podem ser arrastados por correntes marítimas para zonas mais confinadas e com menor hidrodinamismo, e aí ficarem depositados. Em determinadas condições meteorológicas, marítimas e ecológicas essas bactérias podem voltar à coluna de água. Vários autores, referem que esta poderá ser uma das fontes de contaminação de origem fecal em águas balneares (Whitman e Nevers, 2003). Apesar de no presente modelo apenas se considerar a ressuspensão por acção indirecta do vento, a ressuspensão não parece influenciar significativamente a concentração de bactérias coliformes na coluna de água, sobretudo em condições onde não ocorra estratificação.

A temperatura da água à superfície conjuntamente com a salinidade, com os valores utilizados no presente modelo, não parecem influenciar grandemente a concentração destas bactérias na coluna de água. No presente estudo foi considerada apenas a variação da temperatura ao longo do dia à superfície da coluna de água. Em futuros estudos, será interessante avaliar a mortalidade de bactérias coliformes ao longo de toda a coluna de água em função destes dois parâmetros, tendo em consideração os fenómenos de dispersão e difusão da pluma de água quando em contacto com massas de água com características diferentes, simulando situações, como por exemplo, da presença de ondas internas e de afloramento costeiro.

Dos factores aqui analisados, a predação é dos factores menos compreendido e menos estudado. Sabe-se que a presença de alguns organismos influencia a abundância de bactérias coliformes em águas marinhas, mas não se conhecemos os processos associados nem as interacções específicas. Vários autores (ex.: Davies et al., 1995), referem que nos sedimentos marinhos as bactérias coliformes podem sobreviver durante mais tempo que na coluna de água, em parte devido ao facto de se supor que nos sedimentos existem menos predadores. No presente estudo, o factor presença de predadores parece ter pouca influência na concentração destas bactérias nos dois componentes estudados: *Coluna de Água* como no *Sedimento*.

Este estudo demonstrou que, em estudos de monitorização, o decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras não deve ser estimado apenas com base no valor fixo de decaimento de 1ª Ordem / T90, pois é grande o risco de sub/ sobre avaliar o seu valor. E, que dependendo dos objectivos a que se destina e localização, será importante avaliar e incorporar nos algoritmos matemáticos alguns dos factores de mortalidade, como os apresentados neste estudo como outros factores (por exemplo: ausência de nutrientes, presença de compostos tóxicos).

6. Considerações finais

A vulnerabilidade, às condições ambientais, a que as bactérias coliformes estão sujeitas quando lançadas no ambiente marinho é utilizada frequentemente em estudos de emissão de águas residuais. O presente estudo realçou a importância de modelos matemáticos como ferramenta fundamental na gestão dos ambientes aquáticos costeiros.

O modelo aqui desenvolvido evidenciou a variação na abundância de bactérias coliformes em ambiente marinho, em função de vários factores bióticos (predação) e abióticos (salinidade, temperatura, radiação solar, sedimentação e ressuspensão). A utilização de decaimento com base em valores fixos de T90 não permite simular convenientemente o decaimento de bactérias coliformes em águas costeiras. Pelo que a aplicação de modelos, como o aqui apresentado, onde vários factores são considerados na mortalidade de bactérias coliformes pode constituir uma melhoria nos modelos já desenvolvidos. A sua utilização pode contribuir para uma melhor compreensão da origem e destino destes organismos indicadores em águas costeiras, contribuindo para o desenvolvimento e aplicação de abordagens mais eficientes na gestão da qualidade da água em zonas costeiras e de apanha de moluscos para consumo humano.

Muitos estudos têm sido realizados nesta área, mas muitas questões estão ainda por resolver. Será interessante alargar o âmbito de estudos de sobrevivência/ mortalidade em águas costeiras a microrganismos patogénicos, encontrados frequentemente em águas residuais (onde alguns autores têm estudado o seu decaimento) e também em zonas balneares, tendo em atenção o facto de alguns estudos apontarem para uma maior resistência destes organismos às condições adversas encontradas em águas costeiras.

Bibliografia

- Ackerman, D. e S. B. Weisberg. 2003. Relationship between rainfall and beach bacterial concentration on Santa Monica Bay beaches. *Journal of Water and Health*, pp. 85-89.
- Alonso, J. L., A. Soriano, O. Carbajo, A. I. Amoros e H. Garelick. 1999. Comparison and recovery of *Escherichia coli* and termotolerant coliforms in water with a chromogenic medium incubated at 41 and 44,5 °C. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 65-8, pp. 3746-3749.
- American Public Health Association (APHA). 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st. Edition, Washington DC.
- Andersom, I. C., M. Rhodes e H. Kator. 1979. Sub lethal stress in *Escherichia coli*: a function of salinity. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 38, pp. 1147-1152.
- Anglès d'Auriac, M. B., H. Roberts, T. Shaw, R. Sirevag, L. F. Hermansen e J. D. Berg. 2000. *Environmental Microbiology*, Vol. 66-10, pp. 4401-4407.
- Barcina, I., J. Gonzalez, J. Iriberry e L. Egea. 1990. Survival strategy of *Escherichia coli* and *Enterococcus faecalis* in illuminated fresh and marine systems. *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 68, pp. 189-198.
- Barcina, I., P. Lebaron e J. Vives-Rego. 1997. Survival of allochthonous bacteria in aquatic systems: a biological approach. *Federation of European Microbiological Societies, Microbiology Ecology*, Vol. 23, pp. 1-9.
- Beder, S. 1989. The 'science' and 'metaphysics' of submarine outfalls (Chapter 8). *From pipe dreams to tunnel vision: engineering decision-making and Sydney's sewerage system..* Thesis for PhD, University of New South Wales, Australia, pp. 258-309.(Consulta de 2-1-2008 em: <http://homepage.mac.com/herinst/sbeder/phd.html>)
- Booth, J. G., R. L. Miller; B. A. McKee e R. A. Leathers. 2000. Wind-induced bottom sediment re suspension in a micro tidal coastal environment. *Continental Shelf Research*, Vol. 20, pp. 785-806.
- Bordalo, A. A. 2003. Microbiological water quality in urban coastal beaches: the influence of water dynamics and optimization of the sampling strategy. *Water Research*, Vol. 37, pp. 3233-3241.

- Bowie, G. L., W. B. Mills, D. B. Porcella, C. L. Campbell, J. R. Pagenkopf, G. L. Rupp, Kay M. Johnson, P. W. H. Chan e S. A. Gherini. 1985. Rates, constants and kinetics formulations in surface water quality modelling. 2nd Edition. EPA/600/3-85/040 Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, USEPA, Athens, GA. Pp. 445.
- Brown, L. C. e T. O. Barnwell. (1987). The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual. EPA/600/3-87/007 Environmental Research Laboratory, USEPA, Athens, GA. , Pp. 198.
- Brownell, M. J., V. J. Harwood; R. C. Kurz, S. M. McQuaig, J. Lukasik e T. M. Scott. 2007. Confirmation of putative storm water impact on water quality at a Florida beach by microbial source tracking methods and structure of indicator organism populations. *Water Research*, Vol. 41, pp. 3747-3757.
- Carlucci, A. F. e D. Pramer. 1960. An evaluation of factors affecting the survival of *Escherichia coli* in sea water. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 8, pp. 247-250.
- Chandran, A. e A. A. M. Hatha. 2005. Relative survival of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in a tropical estuary. *Water Research*, Vol. 39, pp. 1397-1403.
- Chigbu, P., S. Gordon e T. R. Strange. 2004. Influence of inter-annual variations in climatic factors n fecal coliform levels in Mississippi Sounds. *Water Research*, Vol. 38, pp. 4341-4352.
- Chigbu, P., S. Gordon e T. R. Strange. 2005. Fecal coliform bacteria disappearance rates in a north-central Gulf of Mexico estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 65, pp. 309-318.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Governo do Estado de S. Paulo, Brasil (CETESB). Consultado em Dezembro de 2006, a partir de: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/mapa_praias/praias.asp.
- Connolly, J. P., A. F. Blumberg e J. D. Quadrini. 1999. Modelling fate of pathogenic organisms in coastal waters of Oahu, Hawaii, ASCE. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 125, pp. 398-406.
- Council of the European Communities (CEC). 1976. Council Directive 76/160/EEC of 8 December 1975 concerning the quality of bathing water. *Official Journal of Europe Community*. L31, 1-7.
- Council of the European Union (CEU). 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal European Community*. L327, pp.1-72.
- Council of the European Union (CEU), 2006. Directive 2006/7/EC of the European Parliament and the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing

- water quality and repealing Directive 76/160/CEE, *Official Journal of Europe Community* L64, pp. 37-51
- Cotner, J. B., W. Makino e B. A. Biddanda. 2006. Temperature affects stoichiometry and biochemical composition of *Escherichia coli*. *Microbial Ecology*, Vol. 52, pp. 26-33.
- Crabill, C., R. Donald, J. Snelling, R. Foust e G. Southam. 1999. The impact of sediment fecal coliform reservoirs on seasonal water quality in Oak Creek, Arizona. *Water Research*, Vol. 33, pp. 2163-2171.
- Crowther, J., D. Kay e M. D. Wyer. 2001. Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters: the field coast, UK. *Water Research*, Vol. 35, N.º 17, pp. 4029-4038.
- Crowther, J., D. Kay e M. D. Wyer. 2003. Faecal-indicator concentrations in waters draining lowland pastoral catchments in the UK: relationships with land use and farming practices. *Water Research*, Vol. 36, pp. 1725-1734.
- Crowther, J., M. D. Wyer, M. Bradford, D. Kay e C. A. Francis. 2003. Modelling faecal indicator concentrations in large rural catchments using land use and topographic data. *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 94, pp. 962-973.
- Davies, C. M. e L. M. Evison. 1991. Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters. *Journal of Applied Bacteriology*, Vol. 70, pp. 265-274.
- Davies, C. M., J. A. H. Long, M. Donald e N. J. Ashbolt. 1995. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 61-5, pp. 1888-1896.
- D'Aoust, J. Y, J. Giroux, L. R. Barran, H. Schneider e W. G. Martin. 1974. Some effects of visible light on *Escherichia coli*. *Journal of Bacteriology*, Vol. 120-2, pp. 799-804.
- Enzinger, R. M. e R. C. Cooper. 1976. Role of bacteria protozoa in the removal of *Escherichia coli* from estuarine waters. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 31-5, pp. 758-763.
- Evanson, M. e R. F. Ambrose. 2006. Sources and growth dynamics of fecal indicator bacteria in a coastal wetland system and potential impacts to adjacent waters. *Water Research*, Vol 40, pp. 475-486.
- Faust, M. A., A. E. Aotaky e M. T. Hargadon. 1975. Effect of physical parameters on the in situ survival of *Escherichia coli* MC-6 in an estuarine environment. *Applied Microbiology*, Vol. 30-5, pp. 800-806.
- Field, K. G. e M. Samadpour. 2007. Fecal source tracking, the indicator paradigm, and managing water quality. *Water Research*, Vol. 41, pp. 3517-3538.
- Field, R. e R. E. Pitt. 1990. Urban storm-induced discharge impacts: U. S. Environmental Protection Agency research program review. *Water Science and Technology*, Vol. 22, pp. 1-7.

- Fiksdal, L., I. Tryland e H. Nelis. 1997. Rapid detection of coliform bacteria and influence of non-target bacteria. *Water, Science and Technology*, Vol. 35-11,12, pp.415-418.
- Fiksdal, L. e I. Tryland. 1999. Effect of U.V. light irradiation, starvation and heat on *Escherichia coli* β -D-galactosidase activity and other potential viability parameters. *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 87, pp. 62-71.
- Fogarty, L. R., S. K. Haack, M. J. Wolcott e R. L. Whitman. 2003. Abundance and characteristics of the recreational water quality indicator bacteria *Escherichia coli* and enterococci in gull feces. *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 94, pp. 865-878.
- Frahm, E. e U. Obst. 2003. Application of the fluorogenic prob technique (TaqMan PCR) to the detection of *Enterococcus* spp. and *Escherichia coli* in water samples. *Journal of Microbiological Methods*, Vol. 52, pp. 123-131.
- Fujioka, R. S., H. H. Hashimoto, E. B. Siwak e R. H. Young. 1981. Effects of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Environmental Microbiology*, Vol. 41, pp. 690-696.
- Gawler, A. H., J. E. Beecher, J. Brandão, N. M. Carroll, L. Falcão, M. Gourmelon, B. Masterson, B. Nunes, J. Porter, A. Rincé, R. Rodrigues, M. Thorp, J. M. Walters e W.G. Meijer. 2007. Validation of host-specific *Bacteroidales* 16S rRNA genes as markers to determine the origin of faecal pollution in Atlantic Rim countries of the European Union. *Water Research*, Vol. 41, pp. 3780-3784.
- George, I., M. Petit, C. Theat e P. Servais. 2001. Distribution of coliforms in the Seine River and Estuary (France) studied by rapid enzymatic methods and plate counts. *Estuaries*, Vol. 24, pp. 994-1002.
- Gerba, C. P. e J. S. McLeod. 1976. Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in Marine Waters. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 32-1, pp. 114-120.
- Griffin, D. W., E. K. Lipp, M. R. MaCLaughlin e B. Rose. 2001. Marine recreational and public health microbiology: Quest for the ideal indicator. *BioScience*, Vol. 51-10, pp.817-825.
- Grimes, D. J., 1975. Release of sediment bound faecal coliforms by dredging. *Applied Microbiology*, Vol. 29, pp. 109-111.
- Hamkalo, B. A. e P. A. Swenson. 1969. Effects of ultraviolet radiation on respiration and growth in radiation-resistant and radiation-sensitive strains of *Escherichia coli* B. *Journal of Bacteriology*, Vol. 99-3, 815-823.
- Hardina, C. M. e R. S. Fujioka. 1991. Soil: the environment source of *E. coli* and enterococci in Hawaii's streams. *Environmental Toxicological Water Quality*, Vol. 6, pp. 185-195.
- Harris, G. D., V. D. Adams, D. L. Sorensen e M. S. Curtis. 1987. Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of the bacteria. *Water Research*. Vol. 21, pp. 687-692.

- Haugland, R. A., S. C. Sieftring, L. J. Wymer, K. P. Brenner e A. P. Dufour. 2005. Comparison of *Enterococcus* measurements in freshwater at two recreational beaches by quantitative polymerase chain reaction and membrane filter culture analysis. *Water Research*, Vol. 39, pp. 559-568.
- Herrera, I. e G. Castillo. 2000. Dynamics of waste stabilization pond in Chili. *Water Science Technology*, Vol. 42, pp. 83-90.
- Higgins, J., C. Hohn, S. Hornor, M. Frana, M. Denver e R. Joerger. 2007. Genotyping of *Escherichia coli* from environmental and animal samples. *Journal of Microbiological Methods*. Vol. 70, pp. 227-235.
- Hojerslev N. K., 1986. Optical properties of sea water - Landolt-Bornstein, numerical data and functional relationships in science and technology,. *Journal of Oceanography*, Vol. 3.
- Hughes, K. A.. 2003. Influence of seasonal environmental variables on the distribution of presumptive fecal coliforms around an Antarctic research station. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 69-8, pp. 4884-4891.
- Institut Franais de Recherché pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER). 2007 Consultado em Junho de 2006 em: <http://www.ifremer.fr/>
- International Organization for Standardization - ISO 9308: Water quality – Detection and enumeration of *Escherichia coli* and coliform bacteria.
- International Organization for Standardization - ISO 7899: Water quality – Detection and enumeration of intestinal enterococci
- Kashefipour, S. M., B. Lin e R. A. Falconer. 2006. Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin. *Water Research*, Vol. 40, pp. 1413-1425.
- Kay, D., J. Bartram, A. Prüss, N. Ashbolt, M. D. Wyer, J. M. Fleisher, L. Fewtrell, A. Rogers e G. Rees. 2004. Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters. *Water Research*, Vol. 38, pp. 1296-1304.
- Kay, D., C. M. Stapleton, M. D. Wyer, A. T. McDonald, J. Crowther, N. Paul, k. Jones, C. Francis, J. Watkins, J. Wilkinson, N. Humphrey, b. Lin, L. Yang, R. A. Falconer e S. Gardner. 2005. Decay intestinal enterococci concentrations in high-energy estuarine and coastal waters: towards real time T90 values for modelling faecal indicators in recreational waters. *Water Research*, Vol. 39, pp. 655-667.
- Kay, D., M. D. Wyer, J. Crowther, J. Wilkinson, C. Stapleton e P. Glass. 2005. Sustainable reduction in the flux of microbial compliance parameters from urban and arable land use to coastal bathing waters by a wetland ecosystem produced by a marine flood defence structure. *Water Research*, vol. 39, pp. 3320-33332.
- Kell, D. B., A. S. Kaprelyants, D. H. Weichert, C. R. Harwood e M. R. Barer. 1998. Viability and activity in readily culturable bacteria: a review and discussion of the practical issues. *Anntonie van Leeuwenhoek*, Vol 73, pp. 169-187.

- Lazarova, V., M. L. Janex, L. Fiksdal, C. Oberg, I. Barcina e M. Pommepuy. 1998. Advanced wastewater disinfection technologies: short and long term efficiency. *Water Science and Technology*, Vol. 38-12, pp. 109-117.
- Lebaron, P., A. Henry, A. S. Lepeuple, G. Pena e P. Servais. 2005. An operational method for the real-time monitoring of *E. coli* numbers in bathing water. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 50, pp. 652-659.
- Leecaster, M. K. e S. B. Weisberg. 2001. Effect of sampling frequency on shoreline microbiology assessments. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 42-11, pp. 1150-1154.
- Ludwig, R. G.. 1988. *Environmental impact assessment: Siting and design of submarine outfalls*. EIA Guidance Document. MARC (Monitoring and Assessment Research Centre, King's College London -University of London) e WHO (World Health Organization), London. Pp. 64.
- Matamoros, V., R. Mujeriego e J. M. Bayona. 2007. Trihalomethane occurrence in chlorinated reclaimed water at full-scale wastewater treatment plants in NE Spain. *Water Research*, Vol. 41, pp. 3337-3344.
- McCorquodale, J. A., I. Georgiou, S. Carnelos e A. J. Englande. 2004. Modelling coliforms in storm water plumes. *n*, Vol. 3, pp. 419-431
- McFeters, G. A. e D. G. Stuart. 1972. Survival of coliform bacteria in natural waters: field and laboratory studies with membrane filter chambers. *Applied Microbiology*, Vol. 24-5, pp. 805-811.
- Menon, P., G. Billen e P. Servais. 2003. Mortality rates of autochthonous and fecal bacteria in natural aquatic ecosystems. *Water Research*, Vol. 37-17, pp. 4151-4158.
- Mezrioui, N., B. Baleux e M. Troussellier. 1995. A microcosm study of the survival of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in Brackish water. *Water Research*, Vol. 29-2, pp. 459-465.
- Mill, A., T. Schlacher e M. Katouli. 2006. Tidal and longitudinal variation of faecal indicator bacteria in an estuarine creek in south-east Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 52, pp. 881-891.
- Mishra, D. R., S. Narumalani, D. Rundquist e M. Lawson. 2005. Characterizing the vertical diffuse attenuation coefficient for downwelling irradiance in coastal waters: implications for water penetration by high resolution satellite data. *Photogrammetry & Remote Sensing*, Vol.60, pp. 48-64.
- Mossa, M. (2006). Field measurements and monitoring of wastewater discharge in sea water. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Vol. 68, pp. 509-514.
- Nasser, A. M., N. Zaruk, L. Tenenbaum e Y. Netzan. 2003. Comparative survival of *Cryptosporidium*, Coxsackie A9 Virus e *E. coli* in stream-brackish and seawater. *Water Science and Technology*, Vol. 47-3, pp. 91-96.

- Neumann, C. A., A. K. Harding e J. M. Sherman. 2006. Oregon Beach monitoring program: bacterial exceedances in marine and freshwater creeks/ outfall samples, October 2002 – April 2005. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 52, pp. 1270-1277.
- Noble, R. T., D. F. Moore, M. K. Leecaster, C. D. McGee e S. B. Weisberg. 2003. Cooperation of total coliform, fecal coliform and *Enterococcus* bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. *Water Research*, Vol. 37, pp. 1637-1643.
- Noble, R. T., I. M. Lee e K. C. Schiff. 2004. Inactivation of indicator micro-organisms from various sources of faecal contamination in seawater and freshwater. *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 96, pp. 464-472.
- Obiri-Danso, K e K. Jones. 2000. Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative *Campylobacters*, *Salmonellae* and faecal indicators in three EU recognised bathing waters in North West England. *Water Research*, Vol. 34-2, pp. 519-527.
- Oliphant, G. A. e R. L. Whitman. 2004. Elements of a predictive model for determining beach closures on a real time basis: the case of 63rd Street Beach Chicago. *Environmental Monitoring Assessment*. Vol 98, pp. 175-190.
- Orozco-Borbón, M. V., R. Rico-Mora, S. B. Weisberg, R. T. Noble, J. H. Dorsey, M. K. Leecaster e C. D. McGee. 2006. Bacteriological water quality along the Tijuana-Ensenada, Baja California, México shoreline. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 52, pp. 1190-1196.
- Pommepuy, M., L. Fiksdal, M. Gourmelon, H. Melikechi, M. P. Caprais, M. Cormier e R. R. Colwell. 1996. Effects of seawater on *Escherichia coli* β -galactosidase activity. *Journal of Applied Bacteriology*, Vol. 81, pp. 174-180.
- Prieto, M. D., B. Lopez, J. A. Juanes, J. A. Revilla, J. Llorca e M. Delgado-Rodriguez. 2001. Recreation in coastal waters: health risks associated with bathing in sea water. *Journal of Epidemiology and Community Health*, Vol. 55, pp. 442-447.
- Prüss, A.. 1998. A review of epidemiological studies from exposure to recreational water. *Int Journal Epidemiology*, Vol. 27, pp. 1-9.
- Rhodes, M. W. e H. Kator. 1988. Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in estuarine Environments. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 54, pp. 2902-2907.
- Rozen, Y e S. Belkin. 2001. Survival of enteric bacteria in seawater. *Federation of European Microbiological Societies Microbiology Reviews*, Vol. 25, pp. 513-529.
- Rees, G., K. Pond, K. Johal, S. Pedley e A. Rickards. 1998. Microbiological analysis of selected coastal bathing waters in the U.K., Greece, Italy and Spain. *Water Research*, Vol. 32-8, pp. 2335-2340.

- Salas, H. J..2000. Submarine outfalls: a viable alternative for sewage discharge of coastal cities in Latin America and the Caribbean. Division of Health and Environmental Pan America Health Organization – World health Organization, Rel. OPS/CEPIS/PUB/00.57, Pp. 21.
- Salomon, J. C. e M. Pommepuy. 1990. Mathematical model of bacteria contamination of the Morlaix estuary (France). *Water Research*, Vol. 24, pp. 983-994.
- Shams El Din, A. M., R. A. Arain e A. A. Hammoud. 2000. On the chlorination of seawater. *Desalination*, Vol. 129, pp. 53-62.
- Shanks, O. C., J. W. Santo Domingo, J. Lu, C. A. Kelty e J. E. Graham. 2007. Identification of bacterial DNA markers for teh detection of human fecal pollution in water. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 73-8, pp. 2416-2422.
- Shibata, T., H. M. Solo-Gabriele, L. E. Fleming e S. Elmir. 2004. Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment. *Water Research*, Vol. 38, pp. 3119-3131.
- Simpson J. M., J. W. Santo Domingo e D. J. Reasoner. 2002. Microbial source tracking: state of the science. *Environmental Science and Technology*, Vol. 36-24, pp. 5279-5287.
- Sinton, L. W., R. J. Davies-Colley e R. G. Bell. 1994. Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meatworks effluents in seawater chambers. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 60-6, pp. 2040-2048.
- Sinton, L. W., C. H. Hall, P. A. Lynch e R. J. Davies-Colley. 2002. Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 68-3, pp. 1122-1131.
- Serrano, E., B. Moreno, M. Solaun, J. J. Aurrekoetxea e J. Ibarluzea. 1998. The influence of environmental factors on microbiological indicators of coastal water pollution. *Water, Science and Technology*, Vol. 38-12, pp. 195-199.
- Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos (SNIRH). <http://geo.snirh.pt>
- Tetra Tech. 2000. Ocean circulation and plume dispersion modelling review, with emphasis on Orange County Sanitation Districts offshore outfall and wastewater plume. (Consultado de: The Watershed & Coastal Resources Division, California - <http://www.ocwatershed.com/>).
- Trossellier, M., J. Bonnefont, C. Courties, A. derrien, E. Dupray, M. Gauthier, M. Gourmelon, F. Jou, P. Lebaron, Y. Martin e M. Pommepuy. 1998. Response of enteric bacteria to environmental stress in seawater *Oceanologica Acta*, Vol. 21-6, pp. 965-981.
- Tryland, I. e L. Fiksdal. 1998. Enzyme characteristics of β -D-Glucuronidase-positive bacteria and their interference in rapid methods for detection of waterborne coliforms and *Escherichia coli*. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 64-3, pp. 1018-1023.

- Turbow, D. J., N. D. Osgood e S. C. Jiang. 2003. Evaluation of recreational health risk in coastal waters based on Enterococcus densities and bathing patterns. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 111-4, pp. 598-603.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1986. *Ambient water quality: Criteria for bacteria*, Report EPA440/5-84-002. Office of Water Regulations and Standard Criteria and standards Division, Whashington, DC 20460 <http://deq.state.wy.us/wqd/watershed/surfacestandards/Downloads/Standards/Bacteria1986.pdf>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1998. *Bacterial water quality standards for recreational waters (Freshwater and marine waters)*. Standards and applied science division, Office of science and technology, Office of water, Washington, DC 20460.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2005. *The EMPACT Beaches Project: results from a study on microbiological monitoring in recreational waters*, Report No. EPA 600/R-04/023. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Health end Ecological Criteria Division, Washington, D.C. <http://www.epa.gov/nerlcwww/empact.pdf>.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2006. *Ultraviolet Disinfection Guidance Manual for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule*, Report No. EPA 815-R-06-007 issued in final form November 2006. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water (4601), Washington, D.C. http://www.epa.gov/safewater/disinfection/lt2/pdfs/guide_lt2_uvguidance.pdf
- Verlecar, X. N. , S. R. Desai, A. Sarkar e S. G. Dalal. 2006. Biological indicators in relation to coastal pollution along Karnataka coast, India. *Water Research*, Vol. 40, pp. 3304-3312.
- Whitman, R. L. e M. B. Nevers. 2003. Foreshore sand as a source of Escherichia coli in near shore water of a Lake Michigan Beach. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 69-9, pp. 5555-5562.
- Whitman, R. L., M. B. Neveres, G. C. Korinek e M. N. Byappanahalli. 2004. Solar and temporal effects on Escherichia coli concentration at a Lake Michigan Swimming Beach. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 70-7, pp. 4276-4285.
- World Health Organization (WHO). 1977. *Health criteria and epidemiological studies related to coastal water pollution*. Regional Office for Europe, Copenhagen.
- World Health Organization (WHO). 2001. Bathing water quality and human health. Protection of the human environment water, sanitation and health, Geneva.
- Wyer, M. D., D. Kay, H. Dawson, G. Jackson, F. Jones, J. Yeo e J. Whittle. 1996. Delivery of microbial indicator organisms to coastal waters from catchment sources. *Water Science and Technology*, Vol. 33, pp. 37-50.

- Wyer, M. D., D. Kay, J. M. Fleisher, R. L. Salmon, F. Jones, A. F. Godfree, G. Jackson e A. Rogers. 1999. An experimental health-related classification for marine waters. *Water Research*, Vol. 33-3, pp. 715-722
- Xu, P., F. Brissaud e A. Fazio. 2002. Non-steady-state modelling of fecal coliform removal in deep tertiary lagoons. *Water Research*, Vol 36, pp. 3074-3082.
- Van der Steen, P., A. Brenner, Y. Shabtai e G. Oron. 2000. The effect of environmental conditions n faecal coliform decay in post-treatment of UASB reactor effluent. *Water Science Technology*, Vol. 42, pp. 111-118.
- Yan, T. e M. J. Sadowsky. 2007. Determining sources of fecal bacteria in waterways. *Environmental Monitoring Assessment*, Vol. 129, pp. 97-106.
- Yang, L., W. Chang e M. Huang. 2000. Natural disinfection of wastewater in marine outfall fields. *Water Research*, Vol. 34-3, pp. 743-750
- Young Lee, J. e R. A. Deininger. 2004. Detection of *E. coli* in beach water within 1 hour using immunomagnetic separation and ATP bioluminescence. *Luminescence*, Vol. 19, pp. 31-36.
- Yukselen, M. A., B. Calli, O. G.okayay e A. Saatci. 2003. Inactivation of coliform bacteria in black Sea waters due to solar radiation. *Environment international*, vol. 29, pp. 45-50.
- Zhou, F., G. H. Huang, G. Huaicheng, W. Zang e Z. Hao. 2007. Spatio-temporal patterns and sources apportionment of coastal water pollution in eastern Hong Kong. *Water Research*, Vol. 41, pp. 3429-3439.